



RAPPORTI ISTISAN 20|19

ISSN: 1123-3117 (cartaceo) • 2384-8936 (online)

Acqua e salute: elementi di analisi di rischio in nuovi scenari ambientali e climatici

a cura di L. Lucentini, C. Marchiafava, D. Mattei,
F. Nigro Di Gregorio, O. De Giglio, M.T. Montagna



AMBIENTE
E SALUTE

ISTITUTO SUPERIORE DI SANITÀ

**Acqua e salute: elementi di analisi di rischio
in nuovi scenari ambientali e climatici**

A cura di
Luca Lucentini (a), Camilla Marchiafava (a), Daniela Mattei (a),
Federica Nigro Di Gregorio (a), Osvalda De Giglio (b),
Maria Teresa Montagna (b)

(a) Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

*(b) Dipartimento di Scienze Biomediche e Oncologia Umana,
Università degli Studi di Bari "Aldo Moro", Bari*

ISSN: 1123-3117 (cartaceo) • 2384-8936 (online)

**Rapporti ISTISAN
20/19**

Istituto Superiore di Sanità

Acqua e salute: elementi di analisi di rischio in nuovi scenari ambientali e climatici.

A cura di Luca Lucentini, Camilla Marchiafava, Daniela Mattei, Federica Nigro Di Gregorio, Osvalda De Giglio, Maria Teresa Montagna

2020, vi, 214 p. Rapporti ISTISAN 20/19 (in italiano e in inglese)

Il volume presenta una rassegna composita di tematiche emergenti sulle complesse interazioni clima-ambiente-acqua e salute, con l'obiettivo di offrire conoscenze e proporre azioni rispetto alla prevenzione e gestione dei rischi legati alle pressioni umane sui sistemi naturali e agli utilizzi delle risorse, che stanno compromettendo l'accesso universale all'acqua e ai servizi igienici e, di conseguenza, molti altri obiettivi di sviluppo sostenibile dell'agenda ONU 2030. I contributi raccolti nel volume, molti dei quali presentati nel corso della terza edizione della Summer School "Qualità dell'Acqua e Salute" che si è svolta a Matera e a Bari, dal 24 al 28 giugno 2019, e aggiornati alle conoscenze più recenti, presentano anche iniziative italiane rilevanti che stanno efficacemente affrontando in prevenzione le tematiche clima-ambiente-acqua e salute. Una migliore gestione delle risorse idriche è una componente essenziale per il successo della mitigazione del clima e delle strategie di adattamento.

Parole chiave: Acqua; Ambiente; Protezione della salute; Analisi del rischio; Cambiamenti climatici

Istituto Superiore di Sanità

Water and health: elements for risk analysis in new environmental and climatic scenarios.

Edited by Luca Lucentini, Camilla Marchiafava, Daniela Mattei, Federica Nigro Di Gregorio, Osvalda De Giglio, Maria Teresa Montagna

2020, vi, 214 p. Rapporti ISTISAN 20/19 (in Italian and in English)

This volume presents a composite review of emerging issues in the complex interaction between climate-environment-water and health, with the aim of sharing knowledge and proposing actions based on preventing and managing risks, related to anthropogenic pressures on natural systems and water use, which are compromising universal access to safe water and sanitation and therefore many other sustainable development goals of the United Nations 2030 Agenda. The contributions collected in the volume, many of which were presented during the third edition of the "Water quality and Health" Summer School which took place in Matera and Bari, June 24 to 28, 2019 and based on the most recent knowledge, deal also with relevant national preventing actions that are effectively tackling climate-environment-water and health issues. A better management of water resources is fundamental for the success of adaptation and mitigation strategies to limit damage from climate change.

Key words: Water; Environment; Health protection; Risk analysis; Climate changes

Per informazioni su questo documento scrivere a: luca.lucentini@iss.it

Il rapporto è accessibile online dal sito di questo Istituto: www.iss.it

Citare questo documento come segue:

Lucentini L, Marchiafava C, Mattei D, Nigro Di Gregorio F, De Giglio O, Montagna MT (Ed.). *Acqua e salute: elementi di analisi di rischio in nuovi scenari ambientali e climatici*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2020. (Rapporti ISTISAN 20/19).

Legale rappresentante dell'Istituto Superiore di Sanità: *Silvio Brusaferrò*

Registro della Stampa - Tribunale di Roma n. 114 (cartaceo) e n. 115 (online) del 16 maggio 2014

Direttore responsabile della serie: *Paola De Castro*

Redazione: *Sandra Salinetti e Manuela Zazzara*

La responsabilità dei dati scientifici e tecnici è dei singoli autori, che dichiarano di non avere conflitti di interesse.



INDICE

Premessa

| | |
|--------------------------------|---|
| <i>Silvio Brusaferrò</i> | v |
|--------------------------------|---|

Introduzione

| | |
|--|---|
| <i>Luca Lucentini, Camilla Marchiafava, Daniela Mattei, Federica Nigro Di Gregorio, Osvolda De Giglio, Maria Teresa Montagna</i> | 1 |
|--|---|

SEZIONE 1. Cultura dell'acqua, cultura di salute

| | |
|---|----|
| Global water, sanitation and hygiene - Sustainable Development Goal 6 and the Protocol on Water and Health <i>Nataliya Nikiforova, Valentina Paderi</i> | 5 |
| Emerging risks around water: state of the art <i>John Fawell</i> | 10 |
| Making the health case for sanitation <i>Oliver Schmoll</i> | 13 |
| Acqua: nessuno senza <i>Rosario Lembo</i> | 15 |
| Aqua film festival: il festival cinematografico interamente dedicato all'acqua <i>Eleonora Vallone</i> | 21 |

SEZIONE 2. Aspetti emergenti nelle acque destinate al consumo umano e nel riuso delle acque

| | |
|---|----|
| Riuso delle acque: norme attuali e prospettive alla luce del Regolamento europeo in elaborazione <i>Laura Achene</i> | 25 |
| Programma di monitoraggio dei residui dei prodotti fitosanitari nei corpi idrici superficiali e sotterranei pugliesi <i>Rosangela Colucci, Daniela Pagliarulo, Andrea Zotti</i> | 29 |
| Piani di Sicurezza dell'Acqua nel controllo dei rischi climatici e delle minacce intenzionali <i>Luca Lucentini, Mario Cerroni</i> | 33 |
| Sfide analitiche e controlli delle acque nell'ambito dei Piani di Sicurezza delle Acque <i>Pier Paolo Abis</i> | 41 |
| Strategie europee di prevenzione e controllo delle acque per i corpi idrici da destinare a uso umano: stato dell'arte e prospettive <i>Emanuele Ferretti</i> | 46 |
| Acqua e virus: rischi e misure di controllo <i>Marcello Iaconelli, Giusy Bonanno Ferraro, Pamela Mancini, Carolina Veneri, Giuseppina La Rosa</i> | 50 |

| | |
|---|----|
| Virus enterici emergenti nelle acque ed epidemie di origine virale associate ad acque di piscina | |
| <i>Giusy Bonanno Ferraro, Pamela Mancini, Carolina Veneri</i> | 55 |

| | |
|---|----|
| Sicurezza del ciclo idrico integrato nell'era del virus SARS-CoV-2 | |
| <i>Lucia Bonadonna, Daniela Mattei, Giuseppina La Rosa</i> | 61 |

SEZIONE 3. Sicurezza delle reti di distribuzione idro-potabili

| | |
|---|----|
| Contaminazione intenzionale dei sistemi idro-potabili: esperienze e scenari di rischio | |
| <i>Renato Drusiani</i> | 71 |

| | |
|--|----|
| Sicurezza dell'acqua nelle reti acquedottistiche e nella distribuzione interna degli edifici: eventi pericolosi e pericoli microbiologici | |
| <i>Lucia Bonadonna</i> | 75 |

| | |
|--|----|
| Analisi del rischio nelle reti di distribuzione e nelle strutture sanitarie: l'esperienza dell'Azienda Ospedaliero-Universitaria Pisana | |
| <i>Beatrice Casini</i> | 80 |

| | |
|--|----|
| Analisi del rischio nelle reti di distribuzione e nelle strutture sanitarie. Esperienze a confronto: la Liguria | |
| <i>Maria Luisa Cristina, Anna Maria Spagnolo, Marina Sartini</i> | 84 |

| | |
|---|----|
| Analisi del rischio nelle reti di distribuzione e nelle strutture sanitarie. Esperienze a confronto: Ospedale San Raffaele, Milano | |
| <i>Matteo Moro, Paola Nizzero, Anna Biancardi, Roberts Mazzuconi, Alberto Meni</i> | 88 |

| | |
|--|----|
| Impatto dei residui di farmaci nel ciclo idrico integrato: evidenze e scenari a rischio | |
| <i>Sara Castiglioni, Ettore Zuccato</i> | 91 |

| | |
|--|----|
| Materiali, reagenti chimici e mezzi di filtrazione e trattamento: valutazione di rischio, controllo e sviluppi normativi di breve e lungo periodo | |
| <i>Camilla Marchiafava</i> | 95 |

| | |
|---|-----|
| Prevenzione e controllo dei rischi da Legionella nei sistemi idro-potabili | |
| <i>Osvalda De Giglio, Maria Teresa Montagna, Enrico Veschetti</i> | 103 |

| | |
|--|-----|
| Analisi di rischio nelle navi e per la dissalazione | |
| <i>Daniela Mattei, Susanna Murtas</i> | 114 |

SEZIONE 4. Ricerca e strategie di controllo nel settore delle acque

| | |
|--|-----|
| Attività sulle acque da parte delle agenzie per la protezione dell'ambiente e del Sistema Nazionale Protezione Ambiente | |
| <i>Nicola Ungaro</i> | 123 |

| | |
|--|-----|
| Strategia Marina in Italia: il punto della situazione | |
| <i>Enrico Barbone</i> | 129 |

| | |
|---|-----|
| Controllo delle emissioni da acque reflue e criteri per definire limiti di emissione | |
| <i>Stefano Polesello, Stefano Ghergo</i> | 134 |

| | |
|---|-----|
| Stato dell'arte sulla contaminazione delle acque da microplastiche <i>Nicola Ungaro</i> | 139 |
| Microplastiche nelle acque: elementi di analisi del rischio <i>Lorenzo Martellone, Daniela Mattei, Gabriele Favero</i> | 143 |
| Approccio di valutazione del rischio per sostanze emergenti e miscele in acque destinate al consumo umano <i>Emanuela Testai</i> | 152 |
| Strategie analitiche per l'identificazione di microinquinanti organici non oggetto di ordinario controllo <i>Sara Bogialli</i> | 160 |
| Servizi ecosistemici e benessere umano: gli effetti dei reati ambientali in mare <i>Fernando Rubino, Giovanni Fanelli</i> | 166 |
| Ecologia e tossicità delle specie algali dannose e loro impatto sulla maricoltura <i>Carmela Caroppo</i> | 171 |
| Sostanze ad azione antimicrobica da organismi marini <i>Marcella Narracci, Loredana Stabili, Maria Immacolata Acquaviva, Rosa Anna Cavallo</i> | 175 |
| Metodi innovativi nella valutazione di contaminazione delle acque di balneazione: esperienze in Italia <i>Annalaura Carducci, Giuseppina La Rosa, Lucia Bonadonna, Rossella Briancesco, Elisabetta Suffredini, Anna Maria Coccia, Simonetta Della Libera, Marco Verani, Ileana Federigi, Lorenzo Cioni, Marcello Iaconelli, Giusy Bonanno Ferraro, Pamela Mancini, Emanuele Ferretti, Luca Lucentini, Liana Gramaccioni</i> | 178 |

SEZIONE 5 Il futuro dell'acqua tra ambiente, clima e salute

| | |
|---|-----|
| Cicli idrici innovativi: esperienze e prospettive di valorizzazione e di riutilizzo nel contesto della ricerca europea <i>Anna Laura Eusebi, Alessia Foglia, Giulia Cipolletta, Nicola Frison, Francesco Fatone</i> | 185 |
| Acqua e salute: il ruolo dell'acqua nella dieta <i>Laura Rossi</i> | 188 |
| Acqua e salute: le evidenze scientifiche possono proteggere dalle <i>fake news</i> <i>Giorgio Temporelli</i> | 193 |
| Ghiaccio e qualità dell'acqua: un dibattito aperto <i>Giuseppina Caggiano, Umberto Moscato, Maria Teresa Montagna</i> | 198 |
| Esperienze dei piani di sicurezza dell'acqua: Lezioni apprese <i>Valentina Fuscoletti, Federica Nigro Di Gregorio</i> | 205 |
| Acqua e salute: attualità e prospettive in chiave nazionale ed europea <i>Pasqualino Rossi</i> | 210 |

PREMESSA

La pandemia COVID-19 che ha colpito gravemente il nostro Paese evidenzia su basi scientifiche anche al mondo della politica e dell'opinione pubblica, come la prevenzione sanitaria collettiva sia un'azione diretta e concreta per salvare vite umane e come la fornitura di acqua sicura, servizi igienico-sanitari e condizioni igieniche adeguate sia essenziale per proteggere la salute, in particolare durante le epidemie di malattie infettive.

La strategia globale al 2030 dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO) per la salute, l'ambiente e i cambiamenti climatici indica che la strada da seguire per rispondere ai rischi e alle sfide incalzanti nel pianeta e per garantire ambienti sicuri e accessibili secondo principi di equità e di sostenibilità, consiste nel trasformare il nostro modo di vivere e lavorare, ma anche di produrre, consumare e governare.

Garantire “Una salute migliore, un ambiente più salubre e scelte sostenibili” è l'ambizioso obiettivo condiviso nella Sesta conferenza interministeriale di Ostrava su Ambiente e salute dai Ministri della regione europea della WHO del giugno 2017, tema che il nostro Paese ha voluto per la prima volta identificare anche come tema centrale nel G7 Salute a Presidenza Italiana, condotto nello stesso anno.

Le strategie che presidono al raggiungimento di questo obiettivo sono due, fortemente intercorrelate:

- condividere le competenze e trasferire le conoscenze scientifiche mediante una collaborazione e comunicazione strutturata tra esperti di ambiente e salute a livello nazionale e internazionale;
- promuovere *policy* coerenti e sinergiche basate sulle evidenze nei settori ambiente e salute azioni, finalizzate al conseguimento degli Obiettivi di sviluppo sostenibile del millennio.

Con l'accordo tra Istituto Superiore di Sanità (ISS) e Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) che ha preso di recente un formale avvio si concretizzano molte azioni volte a potenziare e ottimizzare a livello nazionale le attività a supporto delle politiche e degli interventi di prevenzione e promozione della salute adottati a livello regionale e territoriale. L'obiettivo è garantire il rafforzamento dell'efficacia e dell'efficienza della prevenzione, sorveglianza e risposta alle emergenze nel Paese, l'aggiornamento delle azioni allo stato delle conoscenze scientifiche e agli indirizzi WHO e internazionali, l'*advocacy* sanitaria improntata alla sinergia con la protezione ambientale, l'intersectorialità e l'inclusione delle dimensioni sociali e economiche a supporto dello sviluppo sostenibile.

Non partiamo da zero. Un'estesa analisi e ricerca intersectoriale e multidisciplinare, con il supporto della WHO e della Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici, tenutasi nel 1992 a Rio de Janeiro (*United Nations Framework Convention on Climate Change*, UNFCCC), ha portato di recente all'elaborazione del primo *WHO UNFCCC Climate and health country profile for Italy*. Il rapporto affronta sulla base delle evidenze consolidate in diversi settori e politiche, gli impatti che i cambiamenti ambientali e globali hanno avuto e possono avere nel breve-medio termine sulla salute nel nostro paese, proponendo anche strategie di adattamento e mitigazione che dovrebbero ispirare nuove politiche e governance di settori, in un quadro di prevenzione olistico. Le conclusioni del rapporto convergono sulla necessità e urgenza di costruire soluzioni dinamiche, partecipate e inclusive a problemi globali di straordinaria complessità e estensione, il cui impatto sulla salute è già rilevante e destinato a crescere.

Nel settore acqua-salute possiamo dire che questo nuovo approccio è già virtuosamente avviato e si sta declinando con successo in modelli nazionali consolidati di prevenzione globale, sia nelle filiere idro-potabili che nella depurazione come pure nei possibili riutilizzi sicuri di acque

reflue depurate a supporto dell'economia circolare, attraverso un dialogo convergente tra tutti i settori che a diverso livello concorrono o influenzano l'accesso all'acqua e a servizi igienico sanitari sicuri.

La portata della sfida non ha precedenti. L'attuazione dell'agenda 2030 delle Nazioni Unite nell'obiettivo 6 per Garantire la disponibilità e la gestione sostenibile dell'acqua e dei servizi igienico-sanitari per tutti, presiede infatti al raggiungimento di molti altri obiettivi di sviluppo sostenibile.

La scienza indica ormai incontrovertibilmente che dalla nostra capacità di preservare i fragili e vitali equilibri tra clima-ambiente e acqua-salute, dipende la garanzia per la futura generazione di diritti umani fondamentali acquisiti in millenni di storia e cultura: con il diritto all'acqua, anche i diritti alla vita, alla salute, al cibo, all'uguaglianza e ad un ambiente sano.

Il volume "Acqua e salute: elementi di analisi di rischio in nuovi scenari ambientali e climatici" che ho il piacere di presentare è un esempio avanzato di cooperazione stabile multi-istituzionale e multi-disciplinare che pone le basi per il progresso di una strategia chiave a livello di paese per rafforzare il coinvolgimento di tutti i settori in materia di acqua e servizi igienico-sanitari nel raggiungimento di obiettivi nazionali prioritari. Tra questi sono da sottolineare l'esigenza di rafforzare la protezione del ciclo dell'acqua e la qualità delle risorse idriche negli ambienti naturali, garantire l'accesso universale ed equo a quantità adeguate di acqua potabile e a servizi igienici sicuri, supportare una comunicazione ancorata alla conoscenza scientifica, equilibrata e partecipata sulla qualità dell'acqua per le persone e le comunità.

Silvio Brusaferrò
Presidente dell'ISS

INTRODUZIONE

Luca Lucentini (a), Camilla Marchiafava (a), Daniela Mattei (a), Federica Nigro Di Gregorio (a),
Osvalda De Giglio (b), Maria Teresa Montagna (b)
(a) Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma
(b) Dipartimento di Scienze Biomediche e Oncologia Umana, Università degli Studi "Aldo Moro", Bari

Il volume presenta una rassegna composita di tematiche emergenti sulle complesse interazioni clima-ambiente-acqua e salute, con l'obiettivo di offrire conoscenze e proporre azioni rispetto alla prevenzione e gestione dei rischi legati alle pressioni umane sui sistemi naturali e agli utilizzi delle risorse, che stanno compromettendo l'accesso universale all'acqua e ai servizi igienici e, di conseguenza, molti altri obiettivi di sviluppo sostenibile dell'agenda ONU 2030.

La pubblicazione del volume che avviene nel corso della pandemia COVID-19, può offrire una serie di spunti basati su evidenze, in un contesto in cui va aumentando la consapevolezza di diritto alla salute come legato ai comportamenti individuali, di scienza a sostegno della politica e al centro della comunicazione bidirezionale con i cittadini, di prevenzione come presidio di salute e presupposto per ogni obiettivo di vita e sviluppo.

I pericoli legati all'acqua rappresentano il 90% di tutti i pericoli naturali e la loro frequenza e intensità è generalmente in aumento. L'acqua è anche una buona parte della soluzione: una migliore gestione delle risorse idriche è una componente essenziale per il successo della mitigazione del clima e delle strategie di adattamento. Il miglioramento delle pratiche di gestione delle risorse idriche può contribuire ad aumentare la resistenza alle variabili climatiche, migliorare la salute degli ecosistemi e ridurre il rischio di catastrofi legate all'acqua. Il finanziamento del clima per la gestione delle risorse idriche sostiene la resilienza climatica della comunità, la creazione di posti di lavoro ed è un fondamentale supporto per migliorare i risultati dello sviluppo sostenibile.

I contributi raccolti nel volume, molti dei quali presentati nel corso della terza edizione della Summer School "Qualità dell'Acqua e Salute" che si è svolta a Matera e a Bari, dal 24 al 28 giugno 2019, e aggiornati alle conoscenze più recenti, presentano anche iniziative italiane rilevanti che stanno efficacemente affrontando in prevenzione le tematiche clima-ambiente-acqua e salute.

Gli approfondimenti di conoscenze della comunità scientifica nazionale su cambiamenti climatici e salute, i contributi nella revisione della direttiva acque destinate a consumo umano – basate su un'estesa esperienza nazionale di analisi di rischio -, le nuove normative sui materiali e i prodotti di trattamento, le nostre conoscenze e buone pratiche a supporto del nuovo regolamento europeo sul riuso delle acque reflue depurate, le linee guida nazionali sulla gestione della siccità e sulla dissalazione, il coordinamento della task-force della regione pan-europea sulla resilienza dei sistemi idrici ai cambiamenti climatici, sono solo alcune azioni condotte da una compagine di competenze ambiente e salute che vede uniti i Ministeri della Salute e dell'Ambiente, la Conferenza Stato-Regioni, Istituto Superiore di Sanità (ISS), Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), con contributi importanti dell'Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA), delle strutture della gestione idrica e delle expertise dei territori.

Nella poliedricità di temi presentati all'interno del volume è riconoscibile un obiettivo comunque di inclusione e partecipazione verso la prevenzione. La ratifica italiana del Protocollo Acqua e Salute WHO-UNECE (*World Health Organization – United Nations Economic Commission for Europe*) può rappresentare il quadro strategico di riferimento a livello di paese

per rafforzare il coinvolgimento di tutti i settori e gli attori in materia di gestione sostenibile e sicura di acqua e servizi igienico-sanitari, attraverso la condivisione e l'impegno per il raggiungimento di obiettivi nazionali prioritari da realizzarsi entro definite scadenze temporali.

È doveroso, infine, esprimere un ringraziamento agli autori per i dati scientifici e tecnici presentati nel volume, per il loro impegno intellettuale e la qualità dei contributi offerti, precisando che, i contenuti riportati, non rappresentano necessariamente l'espressione dell'ISS.

Il rapporto, in linea con la struttura delle sessioni della Summer School, si articola in:

- Sezione 1. Cultura dell'acqua, cultura di salute;
- Sezione 2. Aspetti emergenti nelle acque destinate al consumo umano e nel riuso delle acque;
- Sezione 3. Sicurezza delle reti di distribuzione idro-potabili;
- Sezione 4. Ricerca e strategie di controllo nel settore delle acque;
- Sezione 5. Il futuro dell'acqua tra ambiente, clima e salute.

SEZIONE 1
Cultura dell'acqua, cultura di salute

GLOBAL WATER, SANITATION AND HYGIENE - SUSTAINABLE DEVELOPMENT GOAL 6 AND THE PROTOCOL ON WATER AND HEALTH

Nataliya Nikiforova (a), Valentina Paderi (b) *

(a) *United Nations Economic Commission for Europe, Geneva, Switzerland*

(b) *Consultant at United Nations Economic Commission for Europe*

In September 2000, at the United Nations in New York, over 140 Heads of State and Government from across the world adopted the United Nations Millennium Declaration, in which they reaffirmed their faith in the goals and principles of the United Nations Charter and recognized to have a “*collective responsibility to uphold the principles of human dignity, equality and equity at the global level*” (paragraph 2 of the Declaration) (1).

Development and poverty eradication were reiterated as key objectives to attain in the new millennium, observing that men, women and children worldwide remained trapped into conditions of extreme poverty (paragraph 11 of the Declaration) (1). Through the Millennium Declaration, world leaders committed to a set of time-bound objectives, known as the Millennium Development Goals (‘MDGs’). MDGs were articulated around eight goals in the areas of extreme poverty and hunger, education, global health, gender equality and environmental sustainability. A specific target (target 7 C) was included on halving the proportion of people without sustainable access to safe drinking water and basic sanitation by 2015.

Fifteen years later, when the deadline for achieving the MDGs came about, some important achievements had been attained but progress was uneven. Challenges persisted in reaching vulnerable and disadvantaged people within societies and some MDG targets remained off-track. Most notably, the pan-European region failed to attain the sanitation target.

In June 2012, the international community gathered in Rio de Janeiro for the United Nations Conference on Sustainable Development. In this occasion, world leaders decided to launch a process to develop the 2030 Agenda for Sustainable Development (‘2030 Agenda’), which would build upon the MDG framework and form an integrated, post-2015, development agenda. Negotiations lasted from 2012 to 2015 and they included inter-governmental negotiations with representatives from more than 60 countries, thematic and online consultations, and other processes engaging actors from civil society and the private sector. The inter-governmental working group was organized through the creation of troikas (groups of three countries for most seats), aimed at breaking down traditional “negotiating blocks” such as that of the European Union and that of the countries of the G-77. The negotiating process was telling of a significant conceptual shift from the MDG framework, reflecting the wish to go beyond the inter-state dimension and forge an inclusive global partnership for sustainable development. The result of these lengthy and complex negotiations were 17 goals, 169 targets and 232 indicators, which are known as the Sustainable Development Goals (‘SDGs’).

With specific regard to water and sanitation, negotiations started with a “stocktaking exercise”, gathering experiences and lessons learned from the MDGs. Discussions highlighted the need to have a special lens for inequalities, to strengthen the focus on sanitation, and to address water

* The views expressed by the authors are strictly personal and do not reflect those of the United Nations or its Member States.

issues beyond access to clean water and sanitation, to encompass questions of water quality, safe reuse of wastewater and the sustainable management of water resources.

There were also different views about the place of water, sanitation and hygiene within the 2030 Agenda (2). One approach foresaw the development goals to be structured along different development dimensions, and water-related issues would be included in different goals depending on what they were addressing. The goal on natural resources management, for instance, would address aspects related to sustainable water management, while access to clean water and sanitation would be part of a more general goal on basic human needs. The advantages of this option would be to limit the overall number of goals and to allow related sectors to be addressed jointly in a thematic manner. On the other hand, proponents of a second approach advocated for the creation of a single SDG on water, sanitation and hygiene, which would address the social, economic and environmental dimensions of the topic. The argument was that the all water issues are connected through the hydrological cycle and that the interrelations between water-related needs called for an integrated approach, which would be better achieved through one SDG.

Eventually, the second approach prevailed, to the effect that the 2030 Agenda includes SDG6 on global water, sanitation and hygiene. SDG6 significantly broadens the scope of the MDG framework. It encompasses the whole water cycle, addressing the sustainable management of water resources, issues of water quality and safe reuse of wastewater, the protection of water-related ecosystems and integrated water resource management, including through transboundary cooperation. SDG6 also enshrines principles of universality, equity and the human rights to safe drinking water and sanitation and it calls for special attention to be paid to the needs of women and girls and of people in vulnerable situations.

The attainment of SDG6 relies on effective implementation frameworks, including international legally binding treaties. In the pan-European region, the United Nations Economic Commission for Europe (UNECE)-World Health Organization (WHO) Regional Office for Europe Protocol on Water and Health (“Protocol”) provides a successful platform for the implementation of the entire SDG6 (3) including its national dimension, and, although the treaty is a regional instrument,¹ all countries may benefit from its tools and approaches. Concerning the transboundary dimension of SDG6, this is addressed by the UN Convention on the Law of the Non-navigational Uses of International Watercourses and the UNECE Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes.

The Protocol was officially adopted in 1999 and entered into force in 2005. As of September 2019, 26 States in the pan-European region are Parties to the treaty, with a number of other countries actively working in its framework. The Protocol is a unique legal agreement, designed to reduce water-related diseases through improved water management and to achieve an adequate supply of safe drinking water and sanitation for everyone. Its provisions translate into practice the human rights to water and sanitation,² while aiming to protect water resources and human health.

¹ In accordance with article 21 of the Protocol on Water and Health, the Protocol is open for signature by States members of the Economic Commission for Europe, States members of the Regional Committee for Europe of the World Health Organization, by States having consultative status with the Economic Commission for Europe pursuant to paragraph 8 of Economic and Social Council resolution 36 (IV) of 28 March 1947, and by regional economic integration organizations constituted by sovereign States members of the Economic Commission for Europe or members of the Regional Committee for Europe of the World Health Organization to which their member States have transferred competence over matters governed by this Protocol, including the competence to enter into treaties in respect of these matters.

² For more information see *Guidance Note on the Development of Action Plans to Ensure Equitable Access to Water and Sanitation* (United Nations publication, ECE/MP.WH/15). For a comprehensive overview of the work carried out on equitable access to water and sanitation under the Protocol see https://www.unece.org/env/water/pwh_work/equitable_access.html.

In terms of scope, the Protocol covers surface freshwater, groundwater, estuaries, coastal waters used for recreation, for the production of fish by aquaculture or for the production or harvesting of shellfish, enclosed waters generally available for bathing, water in the course of abstraction, transport, treatment or supply, and waste water throughout the course of collection, transport, treatment and discharge or reuse (4).

In many ways, the Protocol can be considered a precursor of the objectives and principles underpinning SDG6. Already in 1999, the treaty displayed an integrated approach to managing the entire water cycle, a focus on safety of water and sanitation services, and an inter-sectorial approach to water, sanitation and health. The Protocol (article 5) also embeds the commitment of the 2030 Agenda to reach the individuals and groups who are left behind in societies, by calling for the provision of equitable access to water and sanitation for all members of the population, especially those who suffer disadvantage and social exclusion.

Furthermore, the Protocol (article 6.2) offers a concrete framework to operationalize the implementation of SDG6 and other SDGs, in particular through its system of target-setting, monitoring and reporting. In this respect, States parties to the Protocol are required to set and periodically revise national and/or local targets in order to maintain a high level of protection against water-related diseases. Targets need to cover a number of areas, which include the reduction of the scale of outbreaks and incidents of water-related diseases, drinking water quality, access to water and sanitation, the technical quality of infrastructure for water and sanitation services, the use of water for recreational purposes and safe reuse of waste-water and sewage sludge in agriculture. The target areas under the Protocol are closely linked to targets under SDG3, SDG6 and other SDGs related to water, sanitation and health, so that using the Protocol's process for target-setting is highly beneficial for establishing national SDG targets in a coordinated and/or joint manner. Some examples of alignment between targets set under the Protocol and SDG6 targets are illustrated in Table 1 (3).

Table 1. Alignment between Protocol and SDG6 targets*

| Target area and target example | SDG6 targets |
|--|--|
| Drinking water quality Reduce non-compliance of drinking water quality according to national standards by xx% by 20xy | 6.1 – Achieve universal and equitable access to safe and affordable drinking water for all |
| Access to sanitation Increase the level of the population connected to centralized and local sewerage systems of xx% for rural populations | 6.2 – Achieve access to adequate and equitable sanitation and hygiene for all 6.3 – Improve water quality by reducing pollution, halve the proportion of untreated wastewater and increase recycling and safe reuse |
| Levels of performance of water supply systems Implement Water Safety Plans in supply systems serving 5000 residents or more | 6.1 |

The Protocol's process for target-setting, monitoring and reporting further includes commitments and structures which can be built upon, maximizing advantages for the implementation of SDGs. These are for instance intersectoral coordination mechanisms, a process of in-depth baseline analysis to tailor the targets to the country's socioeconomic and environmental health conditions, the development of realistic action plans outlining prioritized

and time-bound measures to achieve the targets, official adoption at the highest possible level and regular revision. Countries collect and evaluate data on indicators to measure progress in the attainment of the targets and they report on their efforts every three years by producing national summary reports, which are submitted to the Meeting of the Parties to the Protocol (the main intergovernmental governing body under the treaty) for review.

Alongside target setting, the programme of work of the Protocol foresees a number of activities that contribute to the realization of SDG6 and other SDGs related to water, sanitation and health. Activities are organized around priority areas of work and they range from the development of policy and technical guidance, to in-country capacity building, exchange of experience and good practices through the Protocol's regional platforms, and implementation of specific technical assistance projects. By way of illustration, the priority area of work of equitable access to water and sanitation under the future Protocol's programme of work for 2020-2022 contributes to the implementation of SDG 4 on quality education, SDG5 on gender equality, SDG6 on clean water and sanitation and SDG 11 on sustainable cities and communities. Along similar lines, the area of work of increasing resilience to climate change contributes to the attainment of SDG 11 and SDG 13 on climate action.

Concluding remarks

In conclusion, the move from the MDG framework to the 2030 Agenda has brought about an integrated set of universal goals. These involve developing and developed countries alike and encompass economic, social and environmental objectives, to fully take into account all the dimensions of sustainability. The SDGs are especially committed to "leaving no one behind" and to reaching excluded groups, for instance by tracking progress at all levels of income and collecting disaggregated data. The 2030 Agenda further has a new focus on the means of implementation, advocating for an inclusive global partnership which moves beyond the state-to-state paradigm and mobilizes actors from the business community, civil society and multilateral institutions alongside national and local governments.

In this context, the Protocol on Water and Health provides a sound approach, valuable experience and a successful regional platform for the implementation of SDG6 and other SDGs related to water, sanitation and health. Its principles and objectives are closely aligned to the 2030 Agenda, including through the focus on the entire water cycle, the special lens on inequities and the inter-sectorial approach to water, sanitation and hygiene. The tools, methodologies and approaches promoted by the Protocol and its system for target setting, monitoring and review can be used to set national SDG targets in a coordinated and/or joint manner. Furthermore, activities carried out under the Protocol's programme of work also contribute to translate the aspirations of the 2030 Agenda into practice.

References

1. United Nations. *United Nations millennium declaration*. New York: United Nations General Assembly; 2000.
2. United Nations. Technical Support Team Issues Briefs, Brief 6: Water and Sanitation. United Nations Sustainable Development Knowledge Platform; 2013. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/1801tstissueswater.pdf>

3. United Nations Economic Commission for Europe-World Health Organization Regional Office for Europe. *Protocol on water and health and the 2030 Agenda: a practical guide for joint implementation*. ECE/MP.WH/16. Geneva: United Nations; 2019.
4. United Nations Economic Commission for Europe-World Health Organization Regional Office for Europe. *Protocol on water and health to the 1992 convention on the protection and use of transboundary watercourses and international lakes*. London 17 June 1999.

EMERGING RISKS AROUND WATER: STATE OF THE ART

John Fawell

Cranfield University, Cranfield, United Kingdom

Change is happening

There are huge differences in the vulnerability of different water supplies with different pressures between rural and urban water supplies. In addition, there are differences between the resources available to different supplies with larger well-resourced systems versus less well-resourced to poorly resourced small systems. The situation in Europe mirrors the rest of the world where small supplies, and particularly those that are more remote, are much more vulnerable to change than the larger supplies because of the massive resource differences. This is something that countries need to address to ensure equality in health protection from the potential threats to drinking-water. Changes that threaten drinking water quantity and quality may also occur together to result in a combined threat that is greater than that caused by either change on their own, for example increased demand from agriculture, industry and urban expansion, along with longer and more frequent periods of drought.

Climate change affects the predictability of weather patterns and rainfall. This will vary significantly according to more local considerations, such as topography. Longer periods of drought, combined with high temperatures, followed by much more intense rainfall can result in greater difficulty in capturing rain because greater quantities will run-off from parched surfaces. The risk of flooding also threatens water supply infrastructure and the potential for sea-level rises raises the threat of coastal aquifer salination. However, it is not only quantity that is under threat as quality is also changing with changing circumstances. Some of this is due to circumstances such as drought causing soil fracture that allows penetration of surface contaminants, both microbiological and chemical, to groundwater. Long still periods of weather raise the risk of blooms of algae that can affect water quality in several ways, including the production of mucopolysaccharides that cause significant problems for drinking water treatment and toxins. This is combined with chemical contaminants that we are only just becoming fully aware of.

Microbial pathogens

Microbiological threats still remain the top priority because they can cause health effects following a single exposure to quite low numbers of organisms, sometimes a single organism in a susceptible individual, and some can kill. However, there is the possibility of emerging pathogens and increasing threats from familiar pathogens, not least because human travel means that pathogens can also travel quickly.

Severe Acute Respiratory Syndrome (SARS) was a viral respiratory illness caused by a pathogen that had jumped from ducks to humans in the far east and was also spread by aerosols from wastewater in buildings. It spread rapidly across the world. It remains to be seen if SARS-CoV-2 virus will also be an issue through wastewater but identification in wastewater may provide an early warning of re-emergence in the future. Wastewater also impacts drinking water

sources and viruses can be more difficult to remove by filtration and more resistant to disinfectants such as chlorine and ultraviolet disinfection (UV). An infected individual can excrete many organisms, particularly viruses, for example an individual can excrete 10^5 - 10^{11} particles of Norovirus particles per stool with 10^2 - 10^8 particles present per litre of wastewater.

Warmer temperatures may also allow other parasites, such as *Entamoeba histolytica* or opportunist pathogens such as *Naegleria fowleri* to thrive in new environments. Other opportunist pathogens such as *Legionella* and *Pseudomonas aeruginosa* are very likely to increase in number in distribution but more importantly, they will be more frequently present in greater numbers in the distribution systems of buildings. Of particular concern are healthcare facilities with more vulnerable individuals. All of these can be combated but this will require awareness and careful planning to stop them having a significant impact on public health through drinking water. We need to be aware of the sources of these hazards and the hazardous circumstances such as heavy rainfall that will increase the risk of them reaching consumers in sufficient numbers to cause disease. It is important to optimise treatment and the maintenance and management of distribution systems but building owners also have an important part to play. The proposals from World Health Organization (WHO) European Office to the Commission is for changes to operational monitoring to ensure treatment is capable of dealing with the threats at a particular site with *Clostridium perfringens* spores, somatic bacteriophage as an indicator for virus removal, and particularly turbidity post-filtration with a turbidity value of <0.3 NTU 95% of the time at the outlet of each filter and not 0.5 NTU for 15 consecutive minutes.

Chemicals: emerging contaminants or emerging concern?

There are many chemical contaminants with very diverse chemical structures and properties that are not regulated. Some have been actually known about for a long time but there are significant uncertainties about their toxicity; some have been there for a long time but we were not aware; some we have new health data that requires a rethink; some seem to be increasing in occurrence and/or concentration; some are regulated but are historical and will be there for a long time; some are actually new. They are all subject to research and some have a high public profile. However, almost all are due to us and are mostly from domestic sources. We tend to start prevention after a problem has been identified and when it is often too late.

However, the presence of a chemical hazard does not automatically mean that there is a risk to health. We need reproducible and reliable analysis to determine actual exposure and we need to understand how they reach drinking water sources as well as reliable health data. Many of these seem to be actually a greater risk to the environment so improving wastewater treatment would seem to be a sensible option.

There is often a move to more “precautionary” standards but such standards are based on many assumptions and estimates which are not always clear to risk managers who have to take decisions. A small difference in the health-based value or a drinking-water standard is usually of no toxicological significance but it can have a massive practical impact that can mean that instead of the polluter paying, the bill falls on the consumer of the drinking water. We must also remember that it is easy to exchange one problem for another and more treatment requires more energy and frequently has itself a waste stream; we sometimes change the substances used for a particular purpose and exchange the devil we know for the devil we don't.

There are several examples of such groups of substances. Pharmaceuticals are frequently mentioned but the number actually found in drinking water is very limited and the concentrations

extremely low. WHO convened an expert group to consider pharmaceuticals in drinking water and this concluded that at present, excluding a few special cases discharges from generic pharmaceuticals manufacturing in countries like India and China, the risk to human health is minimal. The WHO report on mixtures of chemicals also concluded that at very low concentrations the most likely outcome would be addition. Several risk assessments support these conclusions. The situation over personal care products, such as toiletries and cleaning agents, is less certain because of the limited data generated on occurrence and exposure. Clearly this is a subject deserving closer scrutiny.

Pefluorinated substances or PFAS, arise primarily from industry where they are used manufacturing non-stick and dirt repellent coatings, among other things. They are also used in fire-fighting foams and the breakdown of the foams releases PFAS, which are water soluble and persistent in water. Many airports are a source of continuing contamination even after the foams have ceased to be in use. There is considerable controversy over what would constitute a safe level of exposure, but some authorities are pressing for very precautionary standards. Unfortunately, PFAS are very difficult to remove from drinking water because the methods either require further treatment of a waste stream since they are not destroyed or if granular active carbon (GAC) is used, frequent renewal and regeneration. All methods are expensive and have a significant carbon footprint so the cost to small municipal supplies could be crippling. A new generation of these substances is coming onto the market and this has to be questioned until there is adequate evidence of their safety.

There is a range of other inorganic and organic substances for which there remain uncertainties, although this varies significantly. Even chlorination is still being questioned. A relatively recent long-term toxicity study on chlorate, which is a degradation product in sodium hypochlorite used for chlorination, has raised questions and a number of authorities have developed quite precautionary values for drinking water. These values will be a challenge for many water supplies, particularly small supplies in remoter areas of southern Europe because the solution lies in suitable storage and management and this becomes problematical in these circumstances. While WHO's position is that adequate disinfection should never be compromised in meeting standards for disinfection by-products suppliers may be faced with sanctions if they cannot meet new standards.

Conclusions

Doing nothing is not an option.

Although at present the evidence around the risks of emerging contaminants, both microbiological and chemical, shows that risks are relatively small it only means that we have some time to plan if we start now. That means time to take a more holistic and global view, including considering the impact of climate change, the response to which is, at best, patchy and unconnected.

More problems are likely to emerge, including contaminants, so forward thinking is key to trying to anticipate what might happen. This requires long-term thinking for more comprehensive solutions, not just approaching problems issue by issue. One of the key intervention points is wastewater treatment where new and emerging technologies can provide more effective and energy efficient solutions, this needs to be seriously considered everywhere.

The precautionary principle agreed at the Rio environment summit states that we should take sensible cost-effective action without waiting for absolute proof. That includes enforcing environmental controls as a first step in prevention.

MAKING THE HEALTH CASE FOR SANITATION

Oliver Schmoll

Water and Climate Programme, WHO European Centre for Environment and Health, Bonn, Germany

Introduction

In 2007 readers of the *British Medical Journal* chose the introduction of clean water and sewage disposal as the most important medical milestone since 1840. London was the first major city to make significant progress thanks to John Snow who showed that cholera was transmitted through drinking water and Edwin Chadwick who identified sanitation as being key to improving the health of the poor. In Hamburg in 1892 a major cholera epidemic was not prevented because the introduction of water filtration by the Prussian Government failed due to resistance from property owners. The epidemic changed attitudes and the mortality and morbidity rates for cholera in Germany dropped dramatically. What was true then is still an important issue for many parts of the world.

Sanitation is defined as access to and use of facilities and services for the safe disposal of human urine and faeces. A *sanitation system* is defined as a system that separates human excreta from human contact at all steps of the sanitation service chain.

A sanitation service chain consists of containment from the toilet, containment/storage and conveyance to off site or in situ treatment to end use or disposal. The sanitation ladder consists of different levels of sanitation from open defecation through to a properly managed sanitary system with the health threats increasing:

- Safely managed – use of improved facilities that are not shared with other households and where excreta are safely disposed of in situ or transported and treated off site.
- Basic – use of improved facilities that are not shared with other households.
- Limited – use of improved facilities shared between two or more households.
- Unimproved – use of latrines without a slab or platform, hanging latrines or bucket latrines.
- Open defecation – disposal of human faeces in fields, forests, bushes, open bodies of water, beaches or other spaces, or with solid waste.

The risks to health go from low to high with open defecation.

The realities

Unfortunately, the reality is that in many places where there are improved facilities, these are not managed safely. The objective is achieved safely managed sanitation systems for all but there are still over 300,000 who practice open defecation and 36 million without proper toilets in the World Health Organization (WHO) European Region. There are 280,000 annual global deaths due to lack of sanitation with 57% of the diarrhoeal disease burden in children under 5 years attributed water and sanitation. Interventions that effectively provide improved access to sanitation reduce diarrhoeal morbidity in children by 28%. The investment in sanitation is vital and gives a significant return on that investment: For every US\$1 invested in sanitation the return is US\$5.

Managing sanitation to minimise exposure to faecal pathogens

The points at which exposure of different sectors of the population to excreta related infective diseases are: at the toilet, during containment and storage, while being transported to a treatment site, during the treatment process and from poorly managed end use or disposal. Managing these processes to minimise exposure is essential.

The health impact of unsafe sanitation is extensive both in terms of direct infections from faecal-oral infections and helminthic infections leading to chronic illness to a range of insect vector diseases. There are long-term *sequelae* to these infections and the problem of repeated infection that lead to significant impacts on broader well-being, including the issues of anxiety about using open defecation and shared sanitation, sexual assault and unwillingness to use health-care facilities that lack adequate sanitation. In the long-term there are school absence, decreased economic productivity (particularly important in subsistence economies) that results in poverty.

WHO guidelines

In the Constitution of the WHO the Article 2 of Chapter II – Functions says:

“In order to achieve its objective, the function of the Organization shall be: (i) to promote, in cooperation with other specialized agencies, where necessary, the improvements of nutrition, housing, sanitation, recreation, economic or working conditions and other aspects of environmental hygiene [...]”.

Therefore, the WHO has developed guidelines on sanitation and health that aim to fill the lack of public health guidance on how to maximise health gains from sanitation systems and the WHO Regional Office for Europe has emphasised the need for a shift from basic sanitation to full sanitation for the European Region if sanitation health gains are to be fully realised.

It is essential that there is universal access to toilets that contain excreta in all settings and that full attention is paid to maintaining a safe sanitation chain. In this respect, the WHO has developed guidance on Sanitation Safety Plans (SSPs) that help to maintain safe chains and protect sanitation workers.

Sanitation needs to be seen as a key part of local services along with other public health interventions such as safe water supply, hygiene and management of animal waste and child faeces. In this respect, there is an important role for the health sector in engaging with the process and acting as an important advocate.

Enabling safe sanitation service delivery requires Government-led multi-sectoral policies and planning backed by health-protective legislation, regulations, standards and guidelines with involvement of local government and where appropriate the private sector and establishing procedures for managing special risks such as emergencies and outbreaks.

As part of the support for the SSP approach, the WHO has also developed 11 sanitation system fact sheets that provide information on the applicability of different systems, design considerations and measures to protect public health. The WHO has also developed sanitary inspection forms to be used in assuring that the sanitation system is working properly and suitable for the desired purpose.

ACQUA: NESSUNO SENZA

Rosario Lembo

Comitato Italiano Contratto Mondiale sull'Acqua – Onlus, Milano, Italia

Il Comitato Italiano Contratto Mondiale sull'Acqua (CICMA) da oltre 20 anni è impegnato a promuovere, a livello internazionale e nazionale, il diritto all'acqua come diritto umano e la salvaguardia dell'acqua come "bene comune".

"Acqua: nessuno senza" stimola il richiamo ad alcuni presupposti, legati all'accesso all'acqua potabile che molto spesso dimentichiamo: *senza acqua non c'è vita e non c'è dignità umana. Il diritto umano all'acqua è infatti il presupposto di tutti i diritti umani, riconosciuti dalla comunità internazionale.*

La Giornata Mondiale dell'acqua, celebrata il 22 marzo, ha richiamato l'attenzione proprio sulla sfida a cui la comunità internazionale e i singoli Stati devono dare una risposta nei prossimi anni: *come garantire a tutti, entro il 2030, l'accesso all'acqua potabile.*

L'UNICEF (*United Nations International Children's Emergency Fund*) e la *World Health Organization* (WHO) nel rapporto "Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017" (UNICEF-WHO, 2019) denunciano che questo obiettivo è purtroppo ancora disatteso: infatti, a distanza di 8 anni dal riconoscimento da parte dell'ONU (Organizzazione delle Nazioni Unite) del diritto umano all'acqua, come universale, autonomo e specifico (marzo 2010), la situazione si presenta con le seguenti criticità:

- 844 milioni di persone non hanno ancora oggi accesso all'acqua.
- 2,1 miliardi di persone vivono senza acqua potabile (WHO UNICEF, 2017).
- 2,3 miliardi di persone non hanno accesso ai servizi igienici di base.
- una scuola elementare su 4 non ha accesso all'acqua potabile (UNICEF, 2018).
- 159 milioni di persone raccolgono acqua non sicura da stagni e torrenti (WHO UNICEF, 2017).
- 25 milioni di persone ogni anno si spostano per disastri naturali correlati con l'acqua.
- 4 miliardi di persone, quasi i due terzi della popolazione mondiale, soffrono una grave carenza idrica almeno un mese dell'anno e mezzo miliardo di persone per tutto l'anno.
- 700 milioni di persone in tutto il mondo potrebbero essere colpite da un'intensa scarsità d'acqua entro il 2030.

Nel 2018 l'ONU – in un rapporto (UN, 2018) sul monitoraggio dei *Sustainable Development Goals* (SDG) dell'Agenda 2030, con riferimento allo status di attuazione dell'obiettivo 6 (accesso universale all'acqua) – denuncia una prospettiva ancora più drammatica: *nessuno Stato sarà in grado di garantire, entro il 2030, l'accesso universale all'acqua potabile a tutti i suoi cittadini.*

Questo scenario è destinato a peggiorare per effetto di alcuni fenomeni oggi poco considerati: l'aumento dei flussi migratori spesso motivato dal mancato accesso all'acqua potabile e ai servizi igienici e sanitari di base e quelli causati dagli effetti dei cambiamenti climatici, il numero di coloro che non avranno accesso all'acqua potabile perché in condizioni di povertà e quindi non in grado di pagare la bolletta dell'acqua.

A partire da queste considerazioni, vi propongo di approfondire lo "status dell'accesso all'acqua" *in primis* a livello nazionale e poi a livello internazionale.

Situazione in Italia

Come è noto anche l'Italia, come la maggior parte degli Stati, ha sottoscritto nel settembre del 2015 l'Agenda ONU 2030 che fissa i 17 obiettivi di sviluppo sostenibile (SDG) e, sulla base di questo impegno, ha approvato una Strategia nazionale di azione. Assumendo come parametri di riferimento i sotto obiettivi dell'SDG n. 6 (accesso all'acqua) e confrontandoli con alcuni dati statistici disponibili, è possibile avere la seguente fotografia su "come" viene garantito l'accesso all'acqua in Italia:

- **SDG 6.1** (accesso universale nel 2018). Il 4,2% della popolazione italiana non ha ancora accesso al servizio idrico integrato (allacciamento acquedotto) e si serve di acqua prelevata da pozzi spesso privati. Il 10,4% della popolazione (più di 1 famiglia su 10) lamenta irregolarità nel servizio di accesso permanente all'acqua potabile nella propria abitazione.
- **SDG 6.3** (qualità acqua nel 2018). Un italiano su 3 dichiara di non fidarsi dell'acqua di rubinetto; solo il 33% della popolazione gode di acqua potabile di classe A e B (in linea con parametri fissati dalla Unione Europea), mentre il 30% della popolazione si colloca nella fascia di qualità più bassa. La fiducia degli italiani nell'acqua di rete resta bassa: infatti, 9 italiani su 10 consumano acqua in bottiglia di plastica e il nostro paese detiene il 1° posto in Europa e il 2° nel mondo per consumo di acqua in bottiglia soprattutto in plastica (206 litri pro-capite anno- Fonte ISTAT 2017).
- **SDG 6.4** (efficienza gestionale degli acquedotti 2018). La Rete idrica italiana si caratterizza per perdite di acqua potabile pari al 41% dell'acqua immessa in rete. I sistemi di depurazione e trattamento delle acque reflue di 70 Città italiane con popolazione superiore a 15.000 abitanti e 30 aree territoriali non sono conformi alle normative fissate dalle Direttive della UE. Dal 2018 l'Italia paga alla Commissione 30 milioni a semestre di penali per il mancato adeguamento di questi impianti.

Il bilancio dell'accesso universale all'acqua si presenta quindi in rosso, cioè in negativo rispetto ai principali obiettivi fissati sia dalla Strategia nazionale sia dall'Agenda 2030. Questo risultato è attestato dal rapporto pubblicato nel 2018 dall'Alleanza Italiana per lo Sviluppo Sostenibile sullo *status* di attuazione dei 17 SDG (ASViS, 2018).

La fotografia appare ancora più grave se si analizza il posizionamento delle principali città rispetto all'accesso universale all'acqua: nei primi tre posti figurano solo città del Nord: Mantova (con un rating +1,47); Milano (1,3); Sondrio (1,27). Le principali città del Sud chiudono questa classifica e, fra queste, Bari occupa 61° posto (-0,14), Lecce il 62° posto (-0,21) e Matera è al 76° posto (-0,49).

Situazione internazionale

Come già segnalato, la comunità internazionale ha riconosciuto solo nel 2010, con una risoluzione e su pressione dei Movimenti, "il diritto all'acqua potabile e alle strutture igienico-sanitarie pulite e sicure come un diritto umano, essenziale per il pieno godimento della vita e di tutti i diritti umani". In precedenza il diritto all'acqua era considerato un diritto connesso o derivante da altri diritti umani sanciti dalla Dichiarazione dei Diritti umani (diritto alla vita, alla salute, alla dignità). Con la risoluzione ONU il diritto all'acqua diventa un diritto umano, universale, autonomo e specifico, un diritto che costituisce la precondizione per accedere a tutti gli altri diritti.

A distanza di 9 anni da questo importante riconoscimento, si deve però constatare che:

- Il diritto umano all’acqua, anche a livello di minimo vitale, non è garantito da nessuno Stato. Il diritto umano all’acqua resta affermato solo a livello declaratorio, in assenza di strumenti giuridici vincolanti rispetto alle modalità e obbligazioni a carico degli Stati e alla giustiziabilità delle violazioni.
- L’Agenda ONU 2030 a livello di SDG n.6 non propone “il diritto umano all’acqua” come obiettivo di sviluppo sostenibile e non impegna gli Stati a garantirlo ma sancisce solo l’accesso all’acqua subordinando al pagamento di un prezzo equo e affida la tutela dell’acqua a una gestione economica sottoposta alle regole del mercato.

Conseguenze di questa visione adottata dalla comunità internazionale

La prima è la trasformazione del diritto all’acqua da diritto umano universale in un “bisogno individuale”. L’accesso universale diventa, quindi, un diritto di accesso economico a un servizio, subordinato a un prezzo, che ognuno può soddisfare in funzione del potere di acquisto.

La seconda conseguenza tocca lo *status* giuridico del bene acqua. Gratis in natura e quindi bene comune dell’umanità, l’acqua viene trasformata in risorsa economica, classificata come un “capitale naturale” a cui si attribuisce un valore economico con l’obiettivo di consentire agli Stati di inserirlo come “posta” dei Bilanci per attrarre investimenti privati a tutela della risorsa.

La terza conseguenza tocca la proprietà del bene acqua e quindi la tutela del ciclo. Da sempre considerato un bene soggetto alla sovranità nazionale sia in termini di proprietà che di gestione, la tutela del ciclo dell’acqua è di fatto delegata al mercato e ai portatori di interesse. In assenza di una Autorità Mondiale dell’acqua, sovranazionale e con potere sanzionatori sugli Stati, come esiste a tutela di altri diritti (es. WHO per sanità), la “governance” dell’acqua è di fatto delegata a strutture private come il Consiglio Mondiale dell’acqua, composta dalle principali imprese multinazionali. Le politiche di sostenibilità e gestione vengono definite attraverso il Forum Mondiale dell’acqua, che si riunisce ogni tre anni con il coinvolgimento dei principali portatori di interesse.

A giustificazione di questa scelta si richiama la difficoltà di molti Stati a mobilitare risorse economiche sufficienti per garantire un modello di gestione industriale, in grado di rispondere a una domanda crescente di acqua. La vera motivazione è che il mercato e i capitali finanziari sono consapevoli che l’acqua è la sola risorsa economica, che può garantire una remunerazione sicura in funzione di una domanda sempre crescente. L’obiettivo che il mercato si propone è quello di sostituire il ciclo naturale dell’acqua, gestito dalla natura e dalle comunità locali, con un ciclo tecnologico gestito dai mercati.

Rischi connessi con questa visione “economica” dell’acqua

Rispetto “all’accesso universale all’acqua come diritto”, dai dati esposti emerge che l’Agenda 2030 non introduce nessun miglioramento perché non prevede nessun obbligo per gli Stati a garantire né il diritto umano né l’accesso a un quantitativo minimo vitale che la WHO riconosce in almeno 50 litri al giorno per persona per usi umani, alimentare e igiene. L’accesso universale all’acqua come diritto umano non sarà quindi un diritto garantito entro 2030 da nessuno Stato e con l’aumento delle disuguaglianze e dei poveri, gli effetti determinati dai cambiamenti climatici aumenteranno i rischi di guerre dell’acqua fra Stati.

La salvaguardia dell'acqua e degli ecosistemi naturali costituisce una delle criticità a maggior impatto negativo sul Pianeta che andrebbe affrontata attraverso accordi di cooperazione a livello mondiale, oggi purtroppo inesistenti. La trasformazione dell'acqua da bene naturale a sovranità nazionale e come tale inalienabile, in Capitale naturale, cioè in bene a valenza economica, come è avvenuto per altri beni naturali (grano, semi) e diritti (salute) avrà come conseguenza l'attivazione di processi di finanziarizzazione sovranazionali dell'acqua.

La tutela delle risorse idriche sarà affidata, come è avvenuta per altri beni naturali (animali, parchi, foreste) dagli Stati a strumenti finanziari gestiti dalle borse, cioè a Fondi di investimento e a nuovi strumenti di Finanza etica che già oggi propongono di tutelare l'acqua e il suo ciclo garantendo agli investitori e risparmiatori una remunerazione "certa e sicura" del capitale investito. La conseguenza sarà che gli Stati e le comunità perderanno di fatto il "governo" effettivo delle risorse idriche disponibili sui territori e diventeranno clienti/utenti dei player mondiali che avranno il controllo dei Fondi.

È possibile contrastare queste criticità e cambiare rotta prima del 2030?

Le soluzioni esistono. Papa Francesco con la sua Enciclica "Laudato Si" è stato tra i primi a tracciare con coraggio un percorso a difesa della "casa e dei beni comuni" proponendo un modello di riconversione ecologica e sociale a difesa dell'acqua e dei beni che la natura ci mette a disposizione dell'umanità. Purtroppo questo messaggio è rimasto privo di accoglienza.

Su questa stessa lunghezza si collocano alcune iniziative proposte da espressioni organizzate della società civile. A conclusione di questo intervento, vorrei segnalare alcune proposte del Contratto Mondiale augurandoci di poter contare su possibili azioni di sostegno e occasioni di approfondimento.

Rispetto al "diritto umano all'acqua" il CICMA è da tempo impegnato a promuoverlo su tre livelli. A livello internazionale la richiesta rivolta agli Stati è di avviare un processo negoziale che porti all'adozione di uno strumento giuridico che definisca le obbligazioni a carico degli Stati e gli strumenti giuridici di sanzionabilità delle violazioni. In questa prospettiva, con sostegno di docenti della Università Bicocca di Milano, abbiamo redatto la proposta di un Protocollo Opzionale al Patto PIDESC per il diritto umano all'acqua che può costituire un modello su cui gli Stati possono avviare un processo negoziale. La proposta è stata presentata, al Palazzo delle Nazioni Unite a Ginevra, a rappresentanti di Stati Membri del Consiglio dei Diritti umani in un evento che si è svolto il 17 aprile di quest'anno. Il nostro auspicio è che questa proposta, così come è già avvenuto per il Protocollo Acqua e Salute, possa essere sostenuto da un primo gruppo di Stati.

Rispetto al livello europeo, dopo aver sostenuta nel 2014 "la iniziativa di cittadinanza europea (ICE)" per sollecitare il riconoscimento del diritto umano all'acqua a livello di trattati assieme ad altri movimenti dell'acqua, come CICMA siamo impegnati a sollecitare l'inserimento del diritto umano all'acqua nella Direttiva "Drinking water", che sarà varata dal nuovo Consiglio Ministri UE non essendo stato raggiunto un accordo tra gli Stati nella precedente legislatura. Un secondo livello di impegno è il sostegno per il mantenimento nella nuova Direttiva Qualità delle acque a tutela degli ecosistemi, che dovrà essere proposta dalla nuova Commissione dei criteri previsti per il trattamento e depurazione delle acque, che alcuni Stati Membri vogliono ridurre.

A livello italiano, assieme al Movimento dell'acqua, come Contratto Mondiale siamo impegnati a sollecitare da parte del Parlamento il riconoscimento del diritto umano all'acqua e dell'accesso al minimo vitale per tutti, con copertura dei costi a carico della fiscalità e l'adozione

di principi a tutela dell'acqua come bene comune e della gestione pubblica del servizio. Dopo essere stati tra i promotori di una legge di iniziativa popolare sull'acqua pubblica nel 2009 e del referendum del 2011 contro la privatizzazione della gestione, auspichiamo che sia possibile ottenere in questa legislatura il riconoscimento del diritto umano all'acqua attraverso il DDL Daga che giace in Commissione Ambiente da marzo scorso e il cui dibattito in aula continua ad essere rinviato.

Un secondo filone di impegni lanciato dal CICMA è rivolto alle Regioni e agli Enti Locali, che hanno la governance del servizio idrico, invitandoli ad adottare l'Agenda urbana di sviluppo sostenibile proposta dall'ASViS che preveda impegni per: garantire l'accesso universale all'acqua (SDG 6), promuovere il consumo sostenibile e responsabile dell'acqua, ridurre l'uso dell'acqua in bottiglie di plastica (SDG 12), l'adozione di politiche di mitigazione dell'impatto dei cambiamenti climatici.

Rispetto alla sfida di “come le Città possono garantire l'accesso all'acqua come diritto”, l'invito che rivolgiamo agli amministratori è quello di aderire alla Carta delle Città per il diritto umano all'acqua che propone impegni per implementare gli SDG 6, 11, 12, 13. Questa Carta è stata lanciata dal CICMA lo scorso anno e attraverso un percorso di confronto è stata a tutt'oggi sottoscritta dal Coordinamento Agende 21 e dalla Rete Città Sane (rete dei Comuni italiani che promuovono salute riconosciuta dalla WHO), sostenuta dal Comune di Milano e dalla Rete Enti locali per la Pace. La Carta delle Città per il diritto umano all'acqua è stata di recente adottata dall'Agenda urbana di sviluppo sostenibile ASViS nella versione pubblicata a giugno 2019. I principi e le proposte della Carta che le Città interessate possono sottoscrivere con una delibera che identifica i relativi impegni sono i seguenti:

- garantire l'accesso all'acqua come diritto: attraverso politiche tariffarie e strumenti (bonus idrico) per le fasce più disagiate, impedendo il distacco dell'erogazione e attivando nei luoghi pubblici punti di erogazione acqua di rete.
- salvaguardare l'acqua come bene comune: adottando bilanci idrici e piani contrasto cambiamenti climatici, riducendo le perdite, promuovendo la fiducia e l'uso di acqua di rete (locali pubblici, mense scolastiche, quartieri), adottando politiche di *plastic free* nei locali pubblici.
- promuovere il governo e la gestione pubblica e partecipata: adottando modelli di gestione pubblica che rinvestono gli utili, promuovono raccolta e riuso acque meteoriche, adottando le reti duali e promuovendo la partecipazione dei cittadini.

Le proposte della Carta delle Città saranno implementate attraverso il progetto nazionale “Le Città e la gestione sostenibile dell'acqua e delle risorse idriche”, cofinanziato dalla Agenzia di Cooperazione, che ha preso il via a giugno e si concluderà a novembre 2020.

Vorrei concludere questo intervento ricordando che “Siamo tutti fatti d'acqua e senz'acqua non c'è vita”. “L'acqua è un diritto di tutti e l'accesso all'acqua è un obiettivo comune. Esso è un elemento centrale nel tessuto sociale, economico e politico del paese, del continente, del mondo. Ma soprattutto, come ci ha ricordato Nelson Mandela, l'acqua è democrazia.

Grazie per l'attenzione e per averci dato la possibilità di condividere le nostre visioni in questa giornata.

Per maggiori informazioni vi invitiamo a visionare i nostri siti: www.contrattoacqua.it e www.waterhumanrighttreaty.org. Per contatti: segreteria@contrattoacqua.it

Bibliografia

- ASViS. *Acqua pulita e servizi igienico-sanitari*. Roma: Alleanza Italiana per lo Sviluppo Sostenibile; 2018. Disponibile all'indirizzo: https://asvis.it/public/asvis/files/ASviS_REPORT_2018_Definitivo.pdf; ultima consultazione 24/9/2020.
- UN. *The Sustainable Development Goals Report 2018*. New York: United Nations; 2018. Disponibile all'indirizzo: <https://unstats.un.org/sdgs/files/report/2018/TheSustainableDevelopmentGoalsReport2018-EN.pdf>; ultima consultazione 24/9/2020.
- UNICEF-WHO. *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017 Special focus on inequalities*. New York: United Nations Children's Fund - World Health Organization; 2019. Disponibile all'indirizzo: https://www.unicef.it/Allegati/UNICEF-OMS-Water_Report_2019.pdf; ultima consultazione 24/9/2020.

AQUA FILM FESTIVAL: IL FESTIVAL CINEMATOGRAFICO INTERAMENTE DEDICATO ALL'ACQUA

Eleonora Vallone

Ideatrice e Direttrice Artistica dell'Aqua Film Festival, Roma

L'*Aqua Film Festival* è il primo Concorso cinematografico nazionale e internazionale, dedicato al tema mondiale dell'Acqua e della sua cultura.

Aqua Film Festival, organizzato da Universi Aqua, associazione culturale no profit, è giunto alla sua quinta edizione che era in programma per il 5-7 ottobre 2020 ed è stata posticipata al 25-27 marzo 2021 alla Casa del Cinema di Roma.

Oltre alle proiezioni dei film scelti da una giuria altamente qualificata, nell'ambito del festival si svolgono dibattiti scientifici, artistici, salutistici e workshop.

La sua mission è di sensibilizzare le persone attirando la loro attenzione sul tema dell'Acqua, un elemento ricco di bellezza intrinseca, fonte di vita e risorsa comune, una ricchezza non illimitata che deve essere protetta, difesa e distribuita equamente, dove la salute dell'Uomo coincide con la salute dell'Acqua, nostro primo bene.

Lo scopo principale di *Aqua Film Festival* è promuovere nuovi talenti cinematografici incrementando spazi nell'arte a disposizione di chi, interpretando sentimenti comuni, riesca a portare maggiore attenzione e coscienza sul tema dell'Acqua fonte di vita e risorsa comune, diventando una missione di maggiore consapevolezza toccando la sensibilità di ciascuno.

L'Audiovisivo è il prescelto perché oggi l'immagine è più penetrante delle parole.

Una videocamera può illustrare meglio la realtà o i sogni, il messaggio viene maggiormente recepito. Inoltre, il tema dell'Acqua è universale e il mare unisce tutti i continenti del mondo.

Già i Fratelli Lumière alle fine dell'800 avevano trovato ispirazione dal nostro primo elemento: scelgono l'acqua per il suo grande dinamismo perché "scorre come la pellicola dei film".

Il corpo umano è composto al 70% di acqua, il resto è... cinema!

Aqua Film Festival intende ricercare e stimolare la produzione di opere capaci di rappresentare questo elemento fondamentale e interpretarne i molteplici aspetti; da quelli sociali, culturali, ecologici, naturalistici a quelli ingegneristici, energetici e funzionali, economici, ma anche storici, futuristici, sportivi, artistici, estetici, onirici, religiosi, ecc.

Aqua Film Festival portando l'attenzione degli autori e del pubblico su questo elemento unico e indispensabile, l'Acqua nel Cinema è sublimata, diventando anche simbolica e onirica.

È un Festival "liquido" e si declina nella cultura dei territori. Se l'acqua è risorsa insostituibile e preziosa, il cinema e l'audiovisivo sono risorse insostituibili per l'immaginario contemporaneo. Il cinema, dunque, può farsi veicolo di riflessioni sul tema dell'acqua, ispirando allo stesso tempo creatività, narrazioni e responsabilità verso il nostro ambiente e salute.

Oltre ai cortometraggi in concorso provenienti da tutto il mondo divisi, a seconda della durata, in due sezioni: Corti (max 25 minuti) e Cortini (max 3 minuti); inoltre, è attivo il canale specifico del festival su YouTube dove, sulla scia della sezione del festival "Fratello Mare, Amico Fiume, Caro Lago", viene mostrata una selezione di filmati realizzati con lo smartphone da utenti che denunciano abusi ambientali o mettono in risalto bellezze dimenticate del proprio territorio; una raccolta parallela di filmati e reportage sul territorio aperta alle scuole, alle Università e ai cittadini, finalizzata a una maggiore consapevolezza ed empatia verso l'equilibrio naturale, a un

ampliamento del proprio senso civico e a un uso più consapevole, positivo e meno autoreferenziale degli strumenti tecnologici di uso comune a nostra disposizione.

Oltre a favorire la visibilità di opere, in prevalenza cortometraggi, provenienti da oltre 22 Paesi del mondo, che difficilmente troverebbero un canale verso un pubblico tanto ampio come quello offerto da una *location* centrale sotto tutti i punti di vista come la Casa del Cinema di Roma, valorizzando il lavoro degli autori e delle produzioni, l'*Aqua Film Festival* prevede un'ampia circolazione dei film presentati attraverso alcuni appuntamenti successivi alla conclusione del festival in tournée.

SEZIONE 2
**Aspetti emergenti nelle acque destinate
al consumo umano e nel riutilizzo delle acque**

RIUSO DELLE ACQUE: NORME ATTUALI E PROSPETTIVE ALLA LUCE DEL REGOLAMENTO EUROPEO IN ELABORAZIONE

Laura Achene

Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Introduzione

Negli ultimi anni, a livello internazionale, l'aumento delle pressioni sulle risorse idriche e l'affermarsi della *green economy* hanno condotto alla ricerca di tecnologie e soluzioni innovative volte al risparmio idrico e all'utilizzo sostenibile della risorsa idrica. In considerazione della sempre minore disponibilità di acque di buona qualità, da destinare all'uso potabile, civile e industriale, si sta facendo sempre più strada sia a livello scientifico che legislativo, la possibilità di riutilizzo delle acque reflue, dopo opportuno trattamento. Per la gestione del ciclo dell'acqua, il riutilizzo delle acque reflue depurate rappresenta un approccio evoluto per un uso più razionale della risorsa idrica. Obiettivo del riutilizzo è la limitazione del prelievo delle acque superficiali e sotterranee, la riduzione dell'impatto degli scarichi sui corpi idrici recettori, il risparmio attraverso l'utilizzo multiplo delle acque reflue. Il vantaggio economico risiede nel fornire un approvvigionamento idrico alternativo, valido soprattutto per l'irrigazione e per alcuni usi civili e industriali.

In Europa la domanda d'acqua è generalmente in aumento per quanto concerne gli usi agricoli, con particolare riguardo all'area meridionale. Tuttavia, nonostante la richiesta d'acqua per il settore industriale sia diminuita a partire dagli anni Novanta del secolo scorso, soprattutto grazie alle innovazioni tecnologiche introdotte nel settore, l'industria rimane il maggiore utilizzatore della risorsa. Nel complesso il 55% delle acque prelevate è utilizzato nel settore industriale, il 29% in agricoltura, e il 16% per usi domestici, ma con notevoli differenze tra i Paesi del nord Europa e i Paesi dell'area mediterranea.

In generale, nei Paesi del Nord prevalgono gli usi industriali (61% del prelievo della risorsa idrica), mentre al Sud prevalgono gli usi agricoli (60% del prelievo della risorsa idrica).

Le nazioni del nord Europa, per condizioni climatiche e ambientali, non presentano problemi rilevanti di carenza idrica, tuttavia, l'incremento delle pressioni antropiche influisce negativamente sulla qualità delle risorse. I Paesi dell'area mediterranea, invece, non dispongono di risorse idriche sufficienti, soprattutto nei mesi estivi, a causa di scarse precipitazioni, alta evaporazione e aumento della domanda per l'irrigazione e il turismo. Diverse regioni della Francia e dell'Italia, e Paesi come la Grecia, Malta e Cipro hanno sofferto anche l'impatto negativo degli episodi di siccità verificatisi durante gli ultimi anni.

La maggior parte delle attività umane produce acque reflue; nel settore agricolo, industriale e civile si registra una consistente produzione di acque reflue che per legge devono essere depurate.

Data questa premessa, il riutilizzo delle acque reflue depurate può essere considerata una delle possibili soluzioni al problema della carenza di risorse idriche, che ha il duplice vantaggio di ridurre il prelievo di acqua e frenare l'inquinamento per effetto della riduzione di acque di scarico.

Il riutilizzo dell'acqua, come fonte idrica alternativa, può fornire significativi benefici economici, sociali e ambientali, fattori chiave per l'attuazione di tali programmi di riutilizzo. Questi benefici includono: maggiore disponibilità di acqua, uso integrato e sostenibile delle

risorse idriche, sostituzione dell'acqua potabile – mantenendo l'acqua potabile per gli usi alimentari e usando l'acqua di riuso per scopo non potabili, riduzione dell'eccessivo prelievo di acque superficiali e sotterranee, consumo energetico ridotto rispetto all'utilizzo di risorse idriche sotterranee profonde, importazione di acqua o dissalazione, ridotti carichi di nutrienti verso le acque riceventi, riduzione dei costi di produzione dell'utilizzo di acqua trattata di alta qualità, aumento della produzione agricola, riduzione dell'applicazione di fertilizzanti, maggiore protezione ambientale mediante ripristino di corsi d'acqua, zone umide e stagni, aumento dell'occupazione e dell'economia locale (es. turismo, agricoltura).

Secondo i dati diffusi dalla Commissione Europea, ogni anno in Europa sono trattati più di 40 miliardi di m³ di acque reflue ma, allo stato attuale, si stima che soltanto 1,1 miliardi di m³ saranno riutilizzati. A fronte di una carenza idrica che interessa l'11% della popolazione europea e il 17% del territorio dell'Unione Europea (UE), il potenziale per un aumento del riuso è enorme: l'Europa potrebbe utilizzare 6 volte il volume di acque trattate usato attualmente. In pratica si potrebbero raggiungere 6 miliardi di m³ all'anno entro il 2025 grazie a incentivi normativi e finanziari più incisivi al livello di UE (1).

L'acqua non va, quindi, considerata una risorsa rinnovabile, ma va considerata come una risorsa limitata, soprattutto in quelle regioni del mondo dove la riduzione è provocata da un eccessivo utilizzo di acque sotterranee e riduzione delle piogge. Data la scarsità idrica e l'aumento del fabbisogno d'acqua di buona qualità, si rende necessario affacciarsi a nuove tipologie di risorse idriche non convenzionali, che andranno a sopperire, in parte, alla domanda di acqua dolce. Le acque reflue, che di norma dopo la depurazione vengono immesse nei corpi idrici di ricezione, comportano costi per la comunità (soggetto che l'ha prodotta) che non vengono recuperati in modo equo.

Dalle esperienze maturate nei Paesi che praticano il riutilizzo delle acque, emerge l'importanza di avere una normativa tecnica, di carattere igienico-sanitario, relativa alle caratteristiche delle acque per il riuso e alle problematiche connesse con l'applicazione dei reflui. Il riutilizzo deve avvenire, infatti, in condizioni di estrema sicurezza evitando rischi igienico-sanitari per la popolazione esposta, rischi per l'ambiente, quali alterazioni agli ecosistemi, al suolo e alle colture.

In considerazione di ciò, la Commissione europea in collaborazione con tutti gli Stati Membri ha predisposto un Regolamento da poco approvato per quanto concerne l'uso in agricoltura delle acque reflue urbane trattate.

Normativa in Italia

L'*iter* legislativo in materia di utilizzo delle acque reflue in Italia inizia con la Legge n. 319 del 1976 (Legge Merli), per arrivare poi alla definizione di una norma specifica sulle modalità per il riuso delle acque reflue, rappresentata dal DM n. 185 del 2003 (2).

Il DM n. 185 del 2003 stabilisce le norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue, allo scopo di limitare il prelievo delle acque superficiali e sotterranee, riducendo l'impatto degli scarichi sui fiumi e favorendo il risparmio idrico, mediante l'utilizzo multiplo delle acque di depurazione. Secondo tale decreto, il riutilizzo deve avvenire in condizioni di sicurezza igienico-sanitaria per la popolazione e per l'ambiente, evitando alterazioni agli ecosistemi, al suolo e alle colture. Inoltre, il riutilizzo irriguo deve essere realizzato con modalità che "assicurino il risparmio idrico".

Il Decreto indica tre possibilità di riutilizzo di queste acque recuperate: *irriguo*, per l'irrigazione di colture destinate sia alla produzione di alimenti per il consumo umano e animale sia a fini non alimentari, nonché per l'irrigazione di aree destinate al verde o ad attività ricreative o sportive; *civile*, per il lavaggio delle strade nei centri urbani; per l'alimentazione dei sistemi di

riscaldamento o raffreddamento; per l'alimentazione di reti duali di adduzione, separate da quelle delle acque potabili, con esclusione dell'utilizzazione diretta di tale acqua negli edifici a uso civile, ad eccezione degli impianti di scarico nei servizi igienici; *industriale*, come acqua antincendio, di processo, di lavaggio e per i cicli termici dei processi industriali, con l'esclusione degli usi che comportano un contatto tra le acque reflue recuperate e gli alimenti o i prodotti farmaceutici e cosmetici.

Riguardo ai requisiti di qualità per il riutilizzo sia irriguo sia civile, il Decreto prevede che le acque reflue recuperate debbano essere conformi ai valori limite riportati nella tabella allegata al decreto stesso. In caso di riutilizzo industriale, le parti interessate concordano limiti specifici in relazione alle esigenze dei cicli produttivi e nei quali avviene il riutilizzo. Per quanto concerne i valori dei parametri chimici fisici, devono essere riferiti a valori medi su base annua o, in ambito irriguo, a valori medi in riferimento della singola campagna irrigua.

I trattamenti di tipo convenzionale generalmente non sono quasi mai sufficienti a raggiungere la conformità delle acque trattate ai valori di parametro presenti nel decreto, quindi è necessario ricorrere a sistemi di trattamento terziario e di disinfezione finalizzati all'ottenimento di un elevato grado di qualità dell'acqua, attraverso l'abbattimento della carica microbica, dei nutrienti e delle sostanze tossiche. Nello scenario dei vantaggi e delle prospettive future che può offrire il riuso delle acque reflue, si collocano nuove tecnologie che cercano di ottenere processi efficienti a garanzia di un approvvigionamento di acqua depurata a costi contenuti.

Relativamente ai requisiti di qualità che devono possedere le acque per il riuso irriguo, la normativa italiana mantiene un atteggiamento estremamente cautelativo; gli standard di qualità presenti nel DM n. 185 del 2003 includono i valori limite massimi per un gran numero, ben 54, di parametri fisico-chimici che devono essere soddisfatti per tutti gli usi previsti dalla normativa. Alcuni parametri hanno valori limite simili a quelli stabiliti per l'acqua potabile, anche se l'acqua reflua trattata è destinata all'irrigazione di aree verdi o a usi civili come il lavaggio delle strade urbane.

Considerando che tali limiti impongono la necessità di effettuare trattamenti di affinamento molto spinti per arrivare ai valori fissati dalla norma, ciò richiede un notevole dispendio economico anche in quei casi in cui non sarebbe necessaria acqua di tale elevata qualità. Proprio la severità dei limiti è stata messa in discussione nel tempo, da numerosi tecnici i quali ritengono che valori così restrittivi limitino l'effettiva possibilità di riutilizzo di acque reflue depurate.

Nuovo regolamento europeo

Il riutilizzo delle acque reflue trattate è stato evidenziato nella politica sulle acque dell'UE come una possibile fonte idrica alternativa in regioni con scarsità di acqua, fattore che potrebbe essere opportuno considerare nell'ambito della pianificazione della carenza idrica. È stato inoltre identificato come priorità nel *Water Blueprint* del 2012 (3) ed è anche una misura supplementare che gli Stati Membri possono adottare come parte del programma delle misure richiesto ai sensi dell'articolo 11, paragrafo 4, della Direttiva Quadro sulle Acque. Il riutilizzo delle acque reflue trattate è stato ulteriormente enfatizzato nella politica dell'UE in materia di efficienza delle risorse, in particolare nella comunicazione del 2015 sull'economia circolare che afferma "Oltre alle misure per un uso razionale delle risorse idriche, il riutilizzo delle acque reflue trattate in condizioni sicure ed efficienti rispetto ai costi è un mezzo valido ma sottoutilizzato per aumentare l'approvvigionamento idrico e alleviare la pressione su risorse troppo sfruttate".

La proposta di "Regolamento del Parlamento europeo e del Consiglio relativo ai requisiti minimi per il riutilizzo dell'acqua" è stata approvata e probabilmente entrerà in vigore nella prima metà del 2020. Scopo di questo strumento giuridico sul riutilizzo dell'acqua è facilitare l'adozione

del riutilizzo dell'acqua ogni volta che è appropriato ed economico, creando così un quadro giuridico per quegli Stati Membri che desiderano o devono praticare il riutilizzo dell'acqua. Il presente regolamento stabilisce requisiti minimi per la qualità e il monitoraggio delle acque, nonché disposizioni per la gestione dei rischi, per l'uso sicuro delle acque reflue per l'irrigazione agricola, a seconda della categoria di colture. A complemento del regolamento, sono in preparazione linee guida per stabilire come attuare un quadro di gestione dei rischi sanitari e ambientali derivati dall'uso di acque di recupero per l'irrigazione agricola, sufficientemente flessibile per tutti i tipi di sistemi di riutilizzo dell'acqua, indipendentemente dalle dimensioni e dalla complessità.

Il Regolamento concede flessibilità agli Stati Membri, i quali possono decidere se usare o meno questo tipo di risorse idriche. Infatti i Paesi dell'UE possono così stabilire se sia opportuno riutilizzare acque depurate a fini di irrigazione agricola in base alle condizioni geografiche e climatiche che variano molto tra i Paesi Europei, dopo presentazione di relazione tecnica, circostanziata e dettagliata.

Un piano di gestione dei rischi è lo strumento da utilizzare che consente di garantire la sicurezza e l'accettabilità delle pratiche di riutilizzo dell'acqua. Tale approccio identifica e gestisce, in modo proattivo, i possibili rischi relativi all'utilizzo di acque reflue trattate al fine di garantire una protezione adeguata della salute umana, animale e dell'ambiente. Questo strumento deve essere sufficientemente flessibile per essere applicato a tutti i tipi di sistemi di riutilizzo dell'acqua, indipendentemente dalle dimensioni e dalla complessità e incorpora diversi elementi correlati, ciascuno dei quali supporta l'efficacia degli altri. Saranno seguiti i principi espressi dalla *World Health Organization (Water Safety Plan e Sanitation Safety Plan)* (5-6).

La nuova norma proposta sarà particolarmente utile nelle regioni in cui la domanda è superiore alla disponibilità di acqua, quali i Paesi dell'Europa meridionale come Italia, Spagna o Grecia, nella piena tutela della salute umana, animale e ambientale.

Bibliografia

1. Campanini L, Capasso S, Carreras C. *Le risorse idriche nell'ambito della circular economy*. Intesa San Paolo - Direzione Studi e Ricerche e Studi e Ricerche per il Mezzogiorno; 2017.
2. Italia. Decreto Ministeriale 12 giugno 2003, n. 185. Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del DL.vo. 11 maggio 1999, n. 152. *Gazzetta Ufficiale* n. 169, 23 luglio 2003.
3. Commissione Europea. *Comunicazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. Piano per la salvaguardia delle risorse idriche europee*. Brussels: Commissione Europea; 2012. COM(2012) 673 final.
4. Commissione Europea. *Comunicazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. L'anello mancante - Piano d'azione dell'Unione europea per l'economia circolare*. Brussels: Commissione Europea; 2015. COM(2015) 614 final.
5. World Health Organization & International Water Association. *Water Safety Plan Manual. Step-by-step risk management for drinking-water suppliers*. Geneva: World Health Organization; 2009.
6. WHO. *Sanitation Safety Planning. Manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta*. Geneva: World Health Organization; 2016.

PROGRAMMA DI MONITORAGGIO DEI RESIDUI DEI PRODOTTI FITOSANITARI NEI CORPI IDRICI SUPERFICIALI E SOTTERRANEI PUGLIESI

Rosangela Colucci, Daniela Pagliarulo, Andrea Zotti
Sezione Risorse Idriche, Regione Puglia, Bari

I fitofarmaci sono prodotti chimici utilizzati per il controllo degli insetti, dei funghi o di altri organismi indesiderabili. Attualmente sono presenti sul mercato oltre 32.000 tipi differenti di fitofarmaci con oltre 1.800 principi attivi diversi, mentre i dati di sintesi riportano che sono circa 400 le sostanze impiegate in agricoltura; nel 2014, in Italia, sono state vendute circa 130.000 tonnellate di prodotti fitosanitari (1).

Nonostante le attività di ricerca nel settore siano state orientate alla produzione di principi attivi specifici per le differenti esigenze agronomiche, i prodotti fitosanitari possono generare effetti negativi anche su organismi diversi dal bersaglio diretto della loro azione.

Una delle matrici ambientali più sensibile e vulnerabile ai prodotti fitosanitari è rappresentata, infatti, dall'ambiente acquatico, sia superficiale sia sotterraneo, che può essere contaminato per dilavamento superficiale, drenaggio o percolazione.

Per il controllo e la valutazione di eventuali effetti derivanti dall'utilizzazione dei prodotti fitosanitari sull'ambiente acquatico, occorre approfondire la conoscenza relativamente alla tipologia e alla quantità dei prodotti fitosanitari immessi localmente nell'ambiente, alle modalità di diffusione e agli effetti sugli organismi viventi.

A tal fine le regioni, in attuazione del "Piano d'Azione Nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari" adottato con DM 22 gennaio 2014 ai sensi del DL.vo 150/2012, sono chiamate a implementare i programmi di rilevazione ambientale di cui all'art. 120 del DL.vo 152/2006, con il monitoraggio dei residui dei prodotti fitosanitari nelle acque, tenendo conto degli indirizzi specifici, e in continua evoluzione, forniti dall'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA).

La Regione Puglia garantisce il monitoraggio dei corpi idrici superficiali e sotterranei regionali – ai sensi dell'art. 120 del DL.vo 152/2006 – mediante specifici Programmi nell'ambito dei quali sono già effettuate indagini relative ad alcune sostanze identificate come pesticidi in base alla normativa vigente (per le acque superficiali: Watch List – WL, tabelle 1/A e 1/B, Allegato I Parte Terza DL.vo 152/2006, così come modificato dal DL.vo 172/2015; per le acque sotterranee: tabelle 2 e 3 del DL.vo 30/2009).

Per implementare la rete per il monitoraggio dei residui dei prodotti fitosanitari nelle acque alla luce delle indicazioni del Piano d'Azione Nazionale (PAN) e dell'evoluzione del quadro conoscitivo in materia di pesticidi, la Regione Puglia ha costituito con DGR n. 896 del 07 giugno 2017 uno specifico Gruppo di lavoro composto dalle Sezioni regionali "Risorse idriche", "Osservatorio Fitosanitario" e "Promozione della Salute e del Benessere", da ARPA Puglia e dal CNR IRSA di Bari, in qualità di soggetto coordinatore tecnico-scientifico.

Le attività del gruppo di lavoro hanno portato all'approvazione del "Programma di monitoraggio dei residui dei prodotti fitosanitari nei corpi idrici superficiali e sotterranei pugliesi" (DGR n. 1004 del 12 giugno 2018).

La metodologia utilizzata per l'individuazione dei corpi idrici da sottoporre a monitoraggio, nonché delle sostanze da monitorare, è stata definita sulla base degli indirizzi tecnico-scientifici definiti dall'ISPRA nei Manuali e Linee Guida redatti dal Gruppo di Lavoro Fitofarmaci (2-4).

Le suddette linee guida propongono la metodologia da impiegare per definire la lista di controllo da adottare nei profili di monitoraggio delle acque nel proprio ambito territoriale, secondo uno schema logico che tiene conto dei dati di vendita dei fitofarmaci, dei risultati dei monitoraggi pregressi, degli indici di comportamento e di pericolo ambientale.

In sintesi, le informazioni utili all'individuazione delle sostanze attive da ricercare sono:

- sostanze individuate dalla normativa;
- criteri di priorità basati sul pericolo;
- modelli di previsione dell'esposizione, tra cui rivestono particolare importanza i dati di monitoraggio regionali sulle matrici acque e alimenti;
- sostanze attive proposte quale Lista Minima di Controllo uguale per tutte le Agenzie Ambientali al fine di ottenere una classificazione delle acque omogenea e completa a livello nazionale (sostanze attive che nel triennio 2013-2015 hanno registrato una classe di vendita elevata nella maggioranza delle regioni italiane e una significativa ricorrenza nelle acque).

Sulla base dei criteri descritti nelle linee guida si è provveduto a elaborare la *Lista Prioritizzata delle sostanze attive per la Regione Puglia* ottenuta rielaborando i dati vendita della Puglia (2013-2015) clusterizzati in classi di vendita (alta-medio-bassa) con la Classe dell'Indice di Rischio di Contaminazione delle Acque (CIRCA superficiali e sotterranei), con la classe per l'affinità dell'acqua (la peggiore tra Classe dell'Indice di Priorità Intrinseco - CIPI e Classe di Pericolosità Ambiente) e con i composti della Lista Minima. Tale elaborazione è stata poi integrata con le ulteriori informazioni territoriali disponibili, quali gli esiti delle pregresse attività di monitoraggio condotte sui corpi idrici e sui prodotti alimentari di produzione agricola locale, l'orientamento e la distribuzione culturale pugliese, estendendo le valutazioni anche alla presenza di campi da golf e di impianti fotovoltaici. Nella Figura 1 è sintetizzato il processo decisionale seguito.

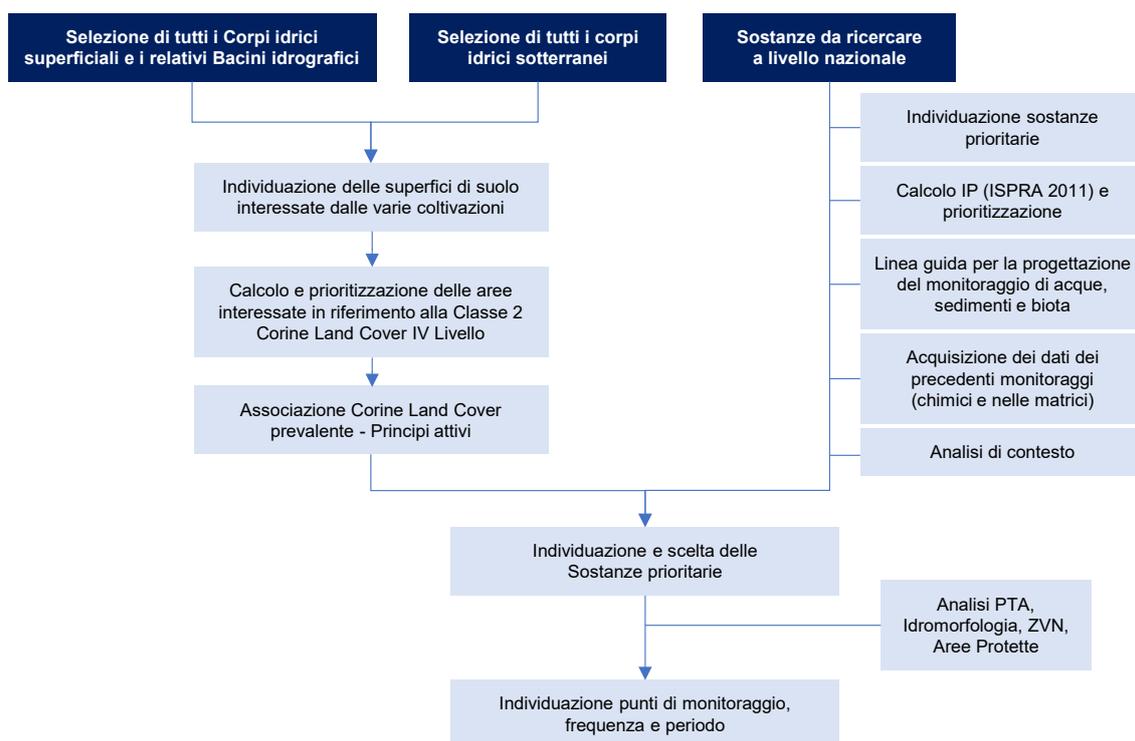


Figura 1. Flusso decisionale per l'implementazione del programma di monitoraggio nei corpi idrici superficiali e sotterranei pugliesi

(Fonte: Programma di monitoraggio dei residui dei prodotti fitosanitari nei corpi idrici superficiali e sotterranei pugliesi e definizione delle relative reti di monitoraggio. Allegato 1 – DGR 1004/2018)

La metodologia – così come implementata dal Gruppo di Lavoro regionale – ha permesso di definire un programma di monitoraggio ad alta specificità territoriale, con protocolli analitici sito-specifici, che ha integrato i programmi di monitoraggio esistenti per le acque superficiali e sotterranee a partire dal secondo semestre del 2018.

Rete di monitoraggio

La rete di monitoraggio dei residui dei prodotti fitosanitari è stata progettata a partire dalle reti di monitoraggio superficiali e sotterranee attive configurandosi come sottorete, a meno di alcune stazioni aggiuntive per i corpi idrici superficiali legate a necessità di specifici approfondimenti.

Per le acque superficiali è stata individuata almeno una stazione per ciascun corpo idrico caratterizzato, scelta anche in funzione dello stato ecologico e della classificazione. In particolari aree con rilevanti pressioni sono state individuate ulteriori stazioni di monitoraggio rispetto a quelle già esistenti.

Per le acque sotterranee sono state invece individuate più stazioni di monitoraggio per corpo idrico, in funzione principalmente dei valori di Superficie Agricola Utilizzata (SAU) e della direzione di flusso prevalente delle falde. Inoltre, sono stati selezionati i pozzi della Rete Maggiore dotati di strumenti per il monitoraggio chimico qualitativo, principalmente con tipo di campionamento dinamico.

Lista delle sostanze rilevanti da ricercare

Il Gruppo di Lavoro regionale, ai fini dell'individuazione delle sostanze attive da ricercare, si è orientato sulla definizione di protocolli analitici sito-specifici legati all'analisi di contesto.

Sostanze derivanti dall'analisi delle pressioni (uso del suolo)

Per ogni stazione di monitoraggio sono stati ricavati i codici prioritari di uso del suolo provenienti dalle informazioni del *Corine Land Cover*. A questi sono stati associati i principi attivi in base ai dati delle sostanze autorizzate in relazione alle colture regionali prevalenti fornite dall'Osservatorio Fitosanitario. La successiva selezione dei principi attivi da ricercare è avvenuta sulla base dei seguenti criteri:

- per la prima classe di copertura del suolo prevalente, sono state selezionate le sostanze di cui alla *Lista Prioritizzata delle sostanze attive per la Regione Puglia* con priorità finale “Alta”, “Medio-Alta” e “Media”;
- per tutte le altre classi di copertura del suolo che fanno registrare impatti significativi, sono state selezionate le sostanze con priorità finale “Alta” e “Medio-Alta”;
- sono state inoltre inserite alcune sostanze legate alla presenza sul territorio regionale di impianti fotovoltaici e campi da golf.

Sostanze derivanti dai pregressi monitoraggi sui corpi idrici

Per ogni sito di monitoraggio, la lista è stata integrata con le sostanze per le quali è stata rilevata la presenza con valori al di sopra dei limiti di quantificazione, durante le attività di monitoraggio dei corpi idrici superficiali e sotterranei del biennio 2015-2016.

Sostanze derivanti dalle attività di controllo sui prodotti alimentari di produzione agricola locale

Ai siti di monitoraggio sono state associate le sostanze derivanti dai riscontri sulle matrici alimentari effettuati nell'ambito del *Piano Regionale dei Controlli Ufficiali in materia di sicurezza alimentare*, aggregando l'informazione a livello comunale e, successivamente, a scala di bacino idrografico.

Ai protocolli analitici sito-specifici così definiti, sono stati integrati, *per tutte le stazioni di monitoraggio, i seguenti gruppi di sostanze:*

- n. 32 sostanze appartenenti alla Lista Minima di Controllo – MLG ISPRA 182/2018;
- n. 11 sostanze appartenenti all'elenco delle sostanze prioritizzate con classe di Priorità finale "Alta" e "Medio-Alta", il cui uso non è associato alle colture prevalenti nel territorio regionale, come risultante dall'elenco delle sostanze autorizzate fornite dall'Osservatorio Fitosanitario;
- sostanze appartenenti alle tabelle 1/A e 1/B dell'allegato 1 alla parte terza del DL.vo 152/2006 (SW) e alla tabella 3 dell'allegato 3 del DL.vo 30/2009 (GW).

In sintesi, la rete regionale per il monitoraggio dei residui dei prodotti fitosanitari consta di n. 98 punti su corpi idrici superficiali e n. 133 pozzi/sorgenti afferenti ai corpi idrici sotterranei, nei quali si ricercano complessivamente un totale di 171 sostanze per i corpi idrici superficiali e 138 sostanze per i corpi idrici sotterranei.

Relativamente alle frequenze di campionamento, i corpi idrici superficiali sono monitorati con cadenza trimestrale, mentre i corpi idrici sotterranei vengono monitorati con cadenza semestrale.

Gli obiettivi del Programma sono numerosi e importanti:

- identificare i prodotti fitosanitari da monitorare nel comparto idrico regionale in relazione al reale utilizzo sul territorio;
- armonizzare i sistemi di monitoraggio a livello regionale attraverso controlli mirati;
- rilevare la presenza e gli eventuali effetti derivanti dall'uso dei prodotti fitosanitari nell'ambiente acquatico;
- favorire la definizione di un quadro conoscitivo adeguato;
- identificare, quantificare e seguire le evoluzioni spazio-temporali di eventuali fenomeni di inquinamento legati all'utilizzo di prodotti fitosanitari.

L'attuazione del monitoraggio e i risultati emersi consentiranno di formulare proposte relative all'adozione di misure cautelative e mitigative attraverso un'attenta valutazione degli impatti sulla risorsa idrica regionale derivanti dall'uso di tali sostanze.

Bibliografia

1. Istituto Nazionale di Statistica. *La distribuzione per uso agricolo dei prodotti fitosanitari. Anno 2014*. Roma: ISTAT, 20 gennaio 2015.
2. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. *Definizione di liste di priorità per i fitofarmaci nella progettazione del monitoraggio delle acque di cui al D. Lgs. 152/2006 e s.m.i.* Roma: ISPRA; 2011. (Manuali e Linee Guida, n. 71/2011).
3. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. *Monitoraggio nazionale dei pesticidi nelle acque. Indicazioni per la scelta delle sostanze*. Roma: ISPRA; 2017. (Manuali e Linee Guida, n. 152/2017).
4. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. *Linee Guida per la progettazione del monitoraggio di acque, sedimenti e biota*. Roma: ISPRA; 2018. (Manuali e Linee Guida 182/2018).

PIANI DI SICUREZZA DELL'ACQUA NEL CONTROLLO DEI RISCHI CLIMATICI E DELLE MINACCE INTENZIONALI

Luca Lucentini, Mario Cerroni

Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma, Italia

L'equilibrio tra ambiente, acqua e salute presiede alla vita dell'uomo e dell'intero pianeta. La "rivoluzione sanitaria", legata alla disponibilità di acqua e servizi igienico-sanitari sicuri, è considerata il più importante traguardo medico in termini di protezione di vite umane, superando addirittura l'introduzione degli antibiotici e dei vaccini, lo sviluppo dell'anestesia e la scoperta del DNA (1).

Ma proprio l'acqua rappresenta l'elemento più vulnerabile rispetto ai cambiamenti climatici già in atto e può, d'altronde, diventare parte di eventi meteorici estremi - triplicati per intensità e frequenza negli ultimi 6 decenni - con un carico di 60.000 vittime ogni anno (70% delle morti dovuto agli effetti distruttivi dell'acqua) (2) e conseguenze psicologiche e sociali drammatiche per milioni di superstiti (3).

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO), a valle delle più recenti stime del Gruppo intergovernativo di esperti sul cambiamento climatico (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC) indica la minaccia alla sicurezza degli approvvigionamenti idrici già oggi estesa a più di tre quarti della popolazione mondiale (4), e gli scenari sul clima dei prossimi decenni (proiezioni IPCC a 1,5° o 2°C) esacerbano il rischio (5). Incrementi delle temperature, precipitazioni meteoriche "estreme" per intensità, e ricorrenti con sempre maggior frequenza in fenomeni spesso difficilmente prevedibili, scioglimenti dei ghiacciai, drastiche alterazioni di portata e flusso dei corsi d'acqua, alterazioni nell'alimentazione dei corpi idrici sotterranei sono fattori sinergici sempre più critici per la ricarica e l'inquinamento dei bacini (es. a causa della proliferazione di alghe tossiche) e la sicurezza di sistemi idro-potabili, fognatura e depurazione.

Gli effetti del cambiamento globale del clima sulla disponibilità e qualità delle acque, sull'igiene e la gestione dei reflui, colpiscono direttamente la salute. Le malattie legate all'acqua clima-dipendenti, trasmissibili e non, sono uno dei principali killer nel nostro pianeta. Preoccupa l'atteso incremento delle malattie diarroiche (6), che oggi uccidono 2,2 milioni di persone ogni anno, combinato con numerose altre malattie gravi, tra cui il tracoma - un'infezione agli occhi che porta alla cecità circa 1,5 milioni di individui l'anno (7). La contaminazione di risorse idriche da destinare a utilizzo umano da geni di antibiotico-resistenza veicolati da acque reflue è un rischio fortemente consolidato da evidenze e certamente sottostimato; l'instaurarsi di fenomeni di resistenza umana a causa di esposizione a tracce di farmaci veicolati da acque è un motivo di emergente preoccupazione.

L'innalzamento del livello del mare aumenta i fenomeni di inondazioni costiere e, anche a causa di emungimenti squilibrati dei corpi idrici sotterranei, sta causando un'estesa intrusione salina che inquina falde essenziali per approvvigionamenti umani, con una prospettiva di impatto crescente e allarmante visto che la metà della popolazione mondiale vive nelle zone costiere. La minaccia è particolarmente grave per le isole e le piccole isole.

Con un pericoloso effetto volano, gli effetti su quantità e qualità dell'acqua, in particolare indotti dal clima, compromettono anche la sicurezza alimentare e la produttività di molti settori,

fino a causare instabilità politica e influire sulla dinamica di rifugiati e migranti in diverse aree del mondo.

L'impatto del cambiamento climatico su acqua e salute è iniquo sull'umanità e sul pianeta, con bambini e anziani tra i soggetti più vulnerabili e donne più colpite degli uomini (8); i Paesi e le comunità a basso reddito subiscono danni più consistenti avendo una capacità di adattamento e risposta molto limitata; questi *gap* sono destinati ad aumentare.

Il cambiamento climatico e ambientale agisce su acqua e salute con una marcata variabilità anche sul piano regionale. Le più recenti valutazioni dell'IPCC, confermando precedenti scenari, indicano un aumento del riscaldamento e del deficit di precipitazioni amplificato e particolarmente grave nella Regione del Mediterraneo (5). Gli effetti hanno già evidenziato il paradosso di migrazioni climatiche di popolazioni che si allontanano dalla mezzaluna fertile compresa tra Tigri ed Eufrate (9), proprio dove ebbe origine la "civiltà idraulica" (10).

Allungata al centro del bacino del Mediterraneo, con ambienti naturali e antropici molto eterogenei, l'Italia rappresenta un laboratorio a cielo aperto sugli effetti dei cambiamenti climatici, colpita negli ultimi anni a più riprese e con preoccupante frequenza da eventi alluvionali di eccezionale portata ma anche da siccità e crisi idriche gravi e diffuse. Nel 2017 i quattro principali bacini idrografici italiani (Po, Adige, Tevere e Arno) hanno visto diminuire le portate medie annue di circa il 40% rispetto alla media del trentennio 1981-2010 (11). Nel 2018 è stato richiesto lo stato di emergenza da 6 regioni su 20 per carenze idriche anche nel settore potabile, per effetto delle quali si sono verificate interruzioni e razionamenti della fornitura: aree e comunità, storicamente mai interessate da scarsità di risorse idriche, sono state colpite da limitazioni di accesso all'acqua e ai servizi igienici e problemi di qualità della risorsa per il consumo umano, con potenziali rischi sanitari. Di contro, lo stesso anno, episodi di eccezionale piovosità nel nord Italia hanno compromesso l'idoneità al consumo delle acque in un'intera provincia con migliaia di persone senza accesso all'acqua potabile per diversi mesi.

Di fronte a dati puntuali e solidi sull'*escalation* degli impatti climatici su acqua e salute è tempo di agire tempestivamente, con sistematicità di politiche e azioni congruenti basate sull'evidenza. L'obiettivo chiaro e ambizioso è la mitigazione e l'adattamento nella protezione delle acque negli ambienti naturali e nel settore idrico. In termini di mitigazione, limitando il riscaldamento globale a 1,5°C si ridurrà sostanzialmente la probabilità di siccità e rischi associati alla disponibilità di acqua (cioè lo stress idrico) in diverse regioni del globo, in particolare nell'area del Mediterraneo (5). Ci sono in tal senso obiettive e congruenti evidenze di consapevolezza e risposta con un ampio coinvolgimento nell'invertire la tendenza, se consideriamo che subito dopo la Conferenza di Parigi 2015, 186 Paesi hanno presentato contributi a livello nazionale (*Nationally Determined Contributions*, NCD) per ridurre le emissioni nazionali e adattarsi agli impatti dei cambiamenti climatici, individuando come priorità il settore idrico (71% degli NCD), seguito da agricoltura (63%), salute (54%), biodiversità ed ecosistemi (50%)(2,5).

I cambiamenti climatici sono un fenomeno globale ma gli impatti su acqua e salute si manifestano a livello locale: la prevenzione e risposta nell'adattamento, sviluppate a livello nazionale, devono quindi essere declinate in prima linea su scala regionale e locale, con un ruolo essenziale delle città e delle comunità.

Nelle conclusioni della sezione su acqua e salute del *Climate and health country profile - Italy* (12) la mitigazione e l'adattamento sono legate a una riforma della politica nazionale multisettoriale, con *advocacy* sanitaria, a sostegno delle autorità regionali e locali per la gestione delle risorse idriche e per la prevenzione dei rischi sulla qualità dell'acqua. Tra le indifferibili azioni strategiche da intraprendere ci sono il rafforzamento della conservazione delle risorse naturali, il riutilizzo sicuro delle acque, gli investimenti nella ristrutturazione delle infrastrutture idriche e una strategia per rafforzare le capacità di società di gestione delle acque, soprattutto nel

caso delle gestioni piccole e in economia, già oggi gravemente penalizzati da mancanza di risorse. Fondamentale è la crescita culturale e lo sviluppo gestionale e tecnologico del comparto idrico, indirizzato dal settore della prevenzione sanitaria, per potenziare la resilienza al cambiamento climatico e ambientale attraverso un approccio sito-specifico basato sul rischio secondo modelli di piani di sicurezza dell'acqua (13) e piani di sicurezza igienico-sanitari. L'esigenza di far fronte alla carenza idrica nel medio e lungo termine deve anche portare allo sviluppo di tecnologie avanzate tra cui la dissalazione, in contesti di sostenibilità sanitaria, ambientale e economica.

Su queste basi è indispensabile e urgente la convergenza di azioni in chiave politica, di ricerca e di gestione, verso sistemi integrati basati su soluzioni nei contesti naturali e su tecnologie progettate e controllate dall'uomo, definiti su analisi olistiche del rischio, per rafforzare la resilienza e l'adattamento a rischi ambientali e climatici nella protezione e gestione del ciclo naturale dell'acqua e dei sistemi idrici.

La ratifica dell'Italia del protocollo Acqua e Salute WHO-UNECE (*United Nations Economic Commission for Europe*, Commissione Economica per l'Europa delle Nazioni Unite) (14) può rappresentare la strategia chiave a livello di paese per garantire il coinvolgimento di tutti i settori in materia di acqua e servizi igienico-sanitari, nel raggiungimento di obiettivi nazionali di assoluta priorità come:

- rafforzare la protezione del ciclo dell'acqua e la qualità delle risorse idriche negli ambienti naturali, come presidio di prevenzione dei rischi correlati all'esposizione umana;
- garantire l'accesso universale ed equo a quantità adeguate di acqua potabile e a servizi igienici sicuri;
- promuovere l'uso e riutilizzo sicuro e sostenibile delle acque, la sicurezza dell'acqua per fini ricreative e per ogni destinazione d'uso umana;
- supportare una comunicazione ancorata alla conoscenza scientifica, equilibrata, inclusiva e partecipata sul mondo dell'acqua per le persone e le comunità.

Il Ministero della Salute e l'Istituto Superiore di Sanità attraverso azioni coordinate in chiave interregionale e intersettoriale, sono impegnati ad approfondire l'opportunità di ratifica del Protocollo. La portata della sfida non ha precedenti. L'attuazione dell'agenda 2030 delle Nazioni Unite nell'obiettivo 6 (“Garantire la disponibilità e la gestione sostenibile dell'acqua e dei servizi igienico-sanitari per tutti”) presiede infatti al raggiungimento di molti altri obiettivi di sviluppo sostenibile.

La scienza indica ormai incontrovertibilmente che dalla nostra capacità di preservare i fragili e vitali equilibri tra clima-ambiente e acqua-salute, dipende la garanzia per la futura generazione di diritti umani fondamentali acquisiti in millenni di storia e cultura: con il diritto all'acqua, anche i diritti alla vita, alla salute, al cibo, all'uguaglianza e ad un ambiente sano.

Resilienza dei sistemi acquedottistici ai cambiamenti climatici nell'ambito dei piani di sicurezza dell'acqua

Le potenziali conseguenze dei cambiamenti climatici interessano le prestazioni dei servizi idrici nelle sue principali componenti, quali:

- qualità delle acque, in termini di alterazioni della *facies* microbiologica e chimica delle acque (es. alterazioni della falda per eccessivo sfruttamento con alterazioni di ordine geochimico o approvvigionamenti da acque profonde di qualità compromessa, per contaminazioni da nitrato o solventi organoalogenati, intrusioni saline, ecc.);
- quantità dell'acqua distribuita – anche in emergenza –, continuità della fornitura, grado di copertura della popolazione;

- impatto fisico sulle infrastrutture, dovuto per lo più a inondazioni: oltre che agli effetti diretti sulle installazioni, possono aversi effetti indiretti come, ad esempio, infiltrazioni nelle reti di distribuzione o nei serbatoi con conseguenti contaminazioni chimiche o microbiologiche; perdita di integrità delle tubazioni e, nel caso di condutture in cemento-amianto, rilascio di fibre;
- pianificazione della distribuzione in sicurezza dell'approvvigionamento idrico da altre fonti in caso d'interruzione e/o distruzione delle infrastrutture.

Alcuni effetti possono verificarsi a distanza di qualche tempo dall'evento climatico causale. Per esempio l'insorgenza di modifiche del biota in invasi destinati a produzione di acqua potabile, indotta da alternanze di secca e piena, o altri eventi estremi, in grado di generare una drastica motilità di elementi nutritivi dai sedimenti, con l'effetto ultimo di causare incrementi massivi di sostanza organica o anche sostanze tossiche (nel caso si verificano proliferazioni massive di cianobatteri produttori di tossine). In Italia, in quasi tutte le Regioni, negli ultimi decenni sono state evidenziate, con considerevole rilevanza in termini di frequenza e portata degli eventi, criticità correlate allo sviluppo di cianobatteri in invasi naturali e artificiali utilizzati per la fornitura di acque destinate al consumo umano o al consumo del bestiame o impianti di acquacoltura (15, 16).

Il modello di Piano di Sicurezza delle Acque (*Water Safety Plan*, WSP) offre un quadro sistematico per gestire rischi e incertezze derivanti da cambiamenti nel clima e nell'ambiente strutturando misure di prevenzione e controllo di breve-medio e lungo termine.

Le recenti linee guida della WHO (*Climate-resilient water safety plans Managing health risks associated with climate variability and change*) forniscono indicazioni su come integrare le valutazioni di rischi climatici nella pianificazione della sicurezza idrica per fornire una maggiore resilienza agli impatti attuali e previsti dei cambiamenti climatici e della variabilità delle risorse idriche. La guida è supportata da numerosi esempi pratici di pianificazione della sicurezza idrica resiliente al clima sia da livelli di reddito più bassi che più alti.

La guida ha lo scopo di aiutare i fornitori di acqua e i *team* WSP che si sono già impegnati a utilizzare l'approccio WSP e stanno sviluppando e implementando WSP per comprendere meglio i cambiamenti climatici e come possono essere considerati e affrontati nel processo WSP. Il documento è utile anche ad altre parti interessate, in particolare le agenzie per la salute e l'ambiente che supportano l'implementazione del WSP.

La guida ha lo scopo di aiutare i gestori idrici e i *team* WSP che si sono già impegnati a utilizzare l'approccio WSP e stanno sviluppando e implementando WSP per comprendere meglio i cambiamenti climatici e come possono essere considerati e affrontati nel processo WSP. Il documento è utile anche ad altre parti interessate, in particolare le agenzie per la salute e l'ambiente che supportano l'implementazione del WSP.

Tali indicazioni sono categorizzabili e riconducibili a tre specifici focus:

- l'analisi dei pericoli e degli eventi pericolosi: aspetti quantitativi, qualitativi, gestionali e infrastrutturali;
- le integrazioni specifiche alle fasi di costituzione del team multidisciplinare e di descrizione del sistema;
- i piani di miglioramento del sistema nell'ambito delle strategie di adattamento ai cambiamenti climatici.

Nei Riquadri 1-4 sono riportati gli aspetti microbiologici e chimico-fisici ascrivibili agli effetti dei cambiamenti climatici, debitamente inquadrati e sintetizzati sulla base della precedente categorizzazione.

RIQUADRO 1.

ASPETTI MICROBIOLOGICI: patogeni enterici

Impatto dei cambiamenti climatici

- Incremento della temperatura
- Riduzione dei volumi di deflusso
- Incremento dell'intensità delle precipitazioni
- Riduzione del ricambio degli invasi superficiali e della loro profondità

Pericoli

- Patogeni

Eventi pericolosi esacerbati dai cambiamenti climatici

- Rilascio di patogeni a seguito di precipitazioni estreme e/o inondazioni che riducono il contenimento dei reflui e l'efficienza del loro trattamento
- Rilascio di patogeni a seguito di precipitazioni estreme che incrementano il trasporto di letame dai pascoli
- Impiego di sorgenti idriche sempre più contaminate
- Allagamento di pozzi per uso potabile
- Contaminazione di acquiferi poco profondi dal dilavamento del terreno

Misure di controllo

- Minimizzare il deflusso di deiezioni e reflui
- Incrementare la copertura della vegetazione e dell'integrità dell'area rivierasca
- Implementare i sistemi di contenimento delle precipitazioni intense
- Sviluppare un piano di gestione a lungo termine delle siccità
- Incrementare i tempi di detenzione idrica
- Proteggere le risorse idriche dalle inondazioni
- Incrementare la tenuta dei boccapozzi
- Implementare un trattamento per la gestione dei picchi di contaminazione microbiologica
- Migliorare il controllo della torbidità degli effluenti dagli impianti di trattamento durante i picchi di carico

RIQUADRO 2.

ASPETTI MICROBIOLOGICI: proliferazione microbica nelle reti di distribuzione

Impatto dei cambiamenti climatici

- Incremento della temperatura
- Riduzione della disponibilità idrica

Pericoli

- Patogeni opportunistici
- Coliformi totali
- Biofilm e HPC
- Batteri nitrificanti (riduzione di NH_2Cl residuo)
- Attinomiceti (alterazione di odore e sapore)

Eventi pericolosi esacerbati dai cambiamenti climatici

- Incremento della temperatura dell'acqua potabile
- Difficoltà nel mantenere il disinfettante residuo

Misure di controllo

- Selezionare fonti idriche con valori ridotti di NOM
- Utilizzo di fonti di approvvigionamento profonde (più fredde)
- Incrementare la coibentazione dei serbatoi idrici
- Incrementare la coagulazione per ridurre il carico organico
- Incrementare i punti di rilancio della disinfezione
- Utilizzare disinfettanti con minore velocità di decadimento
- Ridurre i tempi di residenza idraulica
- Evitare lo stoccaggio in serbatoi esposti al sole

RIQUADRO 3.

ASPETTI CHIMICI: contaminanti/inquinanti

Impatto dei cambiamenti climatici

- Incremento della temperatura
- Riduzione dei volumi di deflusso
- Incremento dell'intensità delle precipitazioni
- Riduzione del ricambio degli invasi superficiali e della loro profondità

Pericoli

- Inquinanti derivanti dall'agricoltura (es. NO_3^-)
- Contaminanti geochimici (es. As, F⁻)
- Sottoprodotti della disinfezione (es. acidi aloacetici)
- Elementi rilasciati dai sedimenti (es. Mn)

Eventi pericolosi esacerbati dai cambiamenti climatici

- Preconcentrazione per riduzione della ricarica delle fonti idriche
- concentrazione delle pratiche agricole in zone limitate
- Impiego di sorgenti idriche sempre più contaminate o vulnerabili
- Incremento del carico di nutrienti e del carico organico
- Infiltrazione degli inquinanti negli acquiferi meno profondi
- Incremento del dosaggio di disinfettante
- Incremento del tempo di residenza in rete
- Impoverimento del livello di O_2 negli invasi superficiali

Misure di controllo

- Minimizzare il deflusso degli inquinanti nell'area di captazione
- Minimizzare l'uso di pesticidi e fertilizzanti nell'area di ricarica della falda
- Utilizzare acquiferi profondi o confinati
- Migliorare la tenuta dei boccapozzi
- Ottimizzare i trattamenti di potabilizzazione
- Ricorrere a trattamenti avanzati
- Miscelare apporti idrici differenti
- Limitare l'apporto di NOM dalla vegetazione
- Incrementare i punti di rilancio della disinfezione
- Utilizzare disinfettanti con minore velocità di decadimento
- Ridurre il tempo di residenza idraulico

RIQUADRO 4.

ASPETTI FISICI

Impatto dei cambiamenti climatici

- Incremento del livello del mare per effetto del riscaldamento
- Riduzione dei volumi di deflusso
- Incremento dell'intensità delle precipitazioni

Pericoli

- Salinità
- Torbidità

Eventi pericolosi esacerbati dai cambiamenti climatici

- Intrusione salina negli estuari costieri e negli acquiferi sotterranei
- Preconcentrazione della componente salina degli acquiferi sotterranei
- Decremento nella portata degli influenti
- Erosione dei terreni agricoli
- Concentrazione delle pratiche agricole in zone limitate

Misure di controllo

- Minimizzare l'apporto salino dagli influenti dei corsi superficiali
- Implementare la vegetazione in prossimità degli acquiferi
- Ricaricare artificialmente gli acquiferi poco profondi
- Minimizzare il carico di sedimenti apportato dall'agricoltura e dai centri urbani

Bibliografia

1. Ferriman A. BMJ readers choose the “sanitary revolution” as greatest medical advance since 1840. *BMJ*. 2007;334:111.
2. United Nations. *Sustainable development Goals. Goal 6: Ensure access to water and sanitation for all*. Disponibile all'indirizzo: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/water-and-sanitation/>; ultima consultazione 23/03/2020.
3. World Health Organization. *Climate change and health. Key facts*. Geneva: WHO; 2018. Disponibile all'indirizzo: <http://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/climate-change-and-health>; ultima consultazione 23/03/2020.
4. Ebi K, Campbell-Lendrum D, Wyns A. *The 1.5 Health Report. Synthesis on health & climate science in the IPCC SR1.5*. Geneva: WHO; 2018. Disponibile all'indirizzo: http://www.who.int/globalchange/181008_the_1_5_healthreport.pdf; ultima consultazione 23/03/2020.
5. Intergovernmental Panel on Climate Change. *Global Warning of 1.5°C, an IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. Geneva: IPCC; 2018. Disponibile all'indirizzo: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/06/SR15_Full_Report_High_Res.pdf; ultima consultazione 23/03/2020.
6. World Health Organization. *Water sanitation hygiene. Water-related diseases. Diarrhoea*. WHO: Geneva. Disponibile all'indirizzo: https://www.who.int/water_sanitation_health/diseases-risks/diseases/diarrhoea/en/; ultima consultazione 23/03/2020.
7. World Health Organization. *Trachoma*. WHO: Geneva; 2020. Disponibile all'indirizzo: <http://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/trachoma>; ultima consultazione 23/03/2020.
8. World Health Organization. *Gender, Climate Change and Health*. WHO: Geneva; 2014. Disponibile all'indirizzo: https://www.who.int/globalchange/publications/reports/gender_climate_change/en/; ultima consultazione 23/03/2020.
9. Kelley CP, Mohtadi S, Cane MA, Seager R., Kushnir Y. Climate change in the Fertile Crescent and implications of the recent Syrian drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 2015;112(11):3241-6.
10. Wittfogel KA. *Oriental despotism: a comparative study of total power*. New Haven: Yale University Press; 1957.
11. Istituto Nazionale di Statistica. *Giornata Mondiale dell'acqua. Le statistiche dell'Istat*. Roma: ISTAT; 2018. Disponibile all'indirizzo: <https://www4.istat.it/it/archivio/210384>; ultima consultazione 23/03/2020.
12. World Health Organization, United Nation Framework Convention on Climate Change. *Climate and Health Country Profile for Italy*. Geneva: WHO; 2018. Disponibile all'indirizzo: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/260380/1/WHO-FWC-PHE-EPE-15.52-eng.pdf?ua=1>; ultima consultazione 23/03/2020.
13. Lucentini L, Achene L, Fuscoletti V, Nigro Di Gregorio F, Pettine P (Ed.). *Linee guida per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei Water Safety Plans*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2014. (Rapporti ISTISAN 14/21).
14. *Protocol on Water and Health to the 1992 Convention on the Protection and Use of Transboundary Watercourses and International Lakes*. Third Ministerial Conference on Environment and Health, London, United Kingdom, 17 June 1999. Disponibile all'indirizzo: <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/water-and-sanitation/protocol-on-water-and-health>; ultima consultazione 23/03/2020.

15. Lucentini L, Ottaviani M per il “Gruppo nazionale per la gestione del rischio cianobatteri in acque destinate a consumo umano” (Ed.). *Cianobatteri in acque destinate a consumo umano. Stato delle conoscenze per la valutazione del rischio. Volume 1*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2011. (Rapporti ISTISAN 11/35 Pt. 1).
16. Lucentini L, Ottaviani M per il “Gruppo nazionale per la gestione del rischio cianobatteri in acque destinate a consumo umano” (Ed.). *Cianobatteri in acque destinate a consumo umano. Linee guida per la gestione del rischio. Volume 2*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2011. (Rapporti ISTISAN 11/35 Pt. 2).

SFIDE ANALITICHE E CONTROLLI DELLE ACQUE NELL'AMBITO DEI PIANI DI SICUREZZA DELLE ACQUE

Pier Paolo Abis
Acquedotto Pugliese SpA, Bari, Italia

Le acque potabili sono uno dei settori che, dal punto di vista dei controlli, risultano nel complesso tra i meglio presidiati in Italia. La normativa passata e presente (DL.vo 2 febbraio 2001, n. 31 e s.m.i.), derivante dalle Direttive Europee, ha sempre posto l'accento sulla necessità di garantire un capillare ed efficace livello di controllo dell'intera filiera di distribuzione sia da parte degli Acquedotti sia da parte delle Autorità Sanitarie. Tale controllo è però tradizionalmente e maggiormente focalizzato sulla verifica del rispetto dei valori di legge nel punto di consegna dell'acqua all'utente (spesso identificato con il contatore) scandita con frequenze di analisi calcolate in funzione del volume di acqua distribuita. Questo approccio ha garantito nei decenni trascorsi un buon livello di sicurezza per gli utenti e, in generale, ha evitato il manifestarsi di crisi sanitarie di particolare entità. Con il crescere della estensione delle reti finalizzato a rendere il servizio idrico sempre più capillare e con l'aumento del livello di antropizzazione dei territori in cui ricadono le fonti è cresciuta progressivamente la complessità delle infrastrutture e dei sistemi. Tale evidenza, assieme alla cresciuta sensibilità dell'utenza sui temi della salubrità e alla richiesta di soluzioni sempre più tempestive, ha portato con sé la necessità di adottare strategie di controllo diverse rispetto al passato. In particolare, ha spostato il focus dalla gestione degli eventi critici a fine filiera verso la adozione di misure orientate alla prevenzione o mitigazione dei rischi attraverso la definizione di matrici del rischio per i vari processi (Figura 1).

| Grado di probabilità | Gravità delle conseguenze | | | | |
|---|--|--|--|--|---|
| | Insignificante (senza impatto o con impatto insignificante) | Minore (impatto poco significativo) | Moderata (es. non conformità di tipo organolettico) | Grave (non conformità a valori di legge o di riferimento) | Molto grave (effetti gravi /catastrofici sulla salute) |
| Raro (es. 1 volta ogni 5 anni) | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Improbabile (es. 1 volta all'anno) | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 |
| Moderatamente probabile (es. 1 volta al mese) | 3 | 6 | 9 | 12 | 15 |
| Probabile (es. 1 volta a settimana) | 4 | 8 | 12 | 16 | 20 |
| Quasi certo (es. 1 volta al giorno) | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 |

| Legenda del rischio | |
|---------------------|--|
| Grado | <6 6-9 10-15 >15 |
| Classificazione | basso medio alto (significativo) molto alto |

Figura 1. Esempio di una matrice del rischio per lo sviluppo di un PSA
(Fonte: Rapporti ISTISAN 14/21)

Questo con il fine di gestire sistemi sempre più complessi in un'ottica di prevenzione e anticipazione di potenziali eventi avversi più che in una di verifica ex post di superamenti di limiti nel punto di consegna. In tal senso, anche grazie al progressivo sviluppo della normativa (es. DM 14 giugno 2017), gli acquedotti hanno cominciato a sviluppare visioni di sistema basate sulla analisi preventiva dei potenziali rischi e sulla mitigazione degli stessi. Tale visione risulta incardinata all'interno di documenti, definiti Piani di Sicurezza dell'acqua (*Water Safety Plan*), che si propongono di raccogliere e organizzare le conoscenze disponibili sulla filiera idropotabile, mettere in una matrice unica i potenziali rischi che possano riguardare la qualità dell'acqua e ragionare sulle misure di mitigazione/controllo di tali rischi.

In tale ottica la tradizionale verifica analitica della qualità dell'acqua risulta far pare di quelle misure di conoscenza del sistema idrico e di monitoraggio operativo utile a comprendere quali siano i problemi e se le misure messe in campo siano efficaci. Al fine però di coniugare:

- una attività di prevenzione dei problemi;
- una sempre maggiore reattività.

Risulta necessario sviluppare approcci mirati a:

- A. Ottenere dati in tempo reale che aiutino ad orientare le decisioni nel breve periodo (*early warning*).
- B. Verificare la presenza di potenziali contaminanti noti ma i cui limiti non sono normati (analisi target) o sostanze ignote naturali o sintetiche caratterizzanti le fonti (analisi untarget).
- C. Tutte queste problematiche sono a maggior ragione presenti in acquedotti, quale l'Acquedotto Pugliese (AQP), caratterizzati da grandi estensioni (oltre 20.000 km), numero elevato di persone servite (oltre 4 milioni), estensione territoriale (una intera Regione con Fonti in territori di Regioni limitrofe) e scarsità della risorsa in relazione ai fabbisogni.

L'AQP è caratterizzato da una elevata complessità territoriale basata su un mix di fonti (acque superficiali potabilizzate, pozzi, sorgenti) situate in larga parte in luoghi molto distanti dagli abitati e dai punti di consegna. La necessità di sviluppare strumenti innovativi è sempre stata particolarmente sentita e ha portato a un costante potenziamento nel tempo delle attività di monitoraggio. In particolare, AQP ha sviluppato una rete di sensori integrati nel proprio sistema di telecontrollo che, andando oltre le classiche misure di portata, pH, torbidità, cloro residuo, hanno consentito di fare un salto di qualità al sistema di monitoraggio. Tali sensori, situati in punti critici delle grandi reti posti molto a monte rispetto ai punti di consegna finali, consentono di avere indicazioni preventive sull'andamento di alcuni parametri quali Trialometani (THM), Composti Organici Volatili (VOC), Cloriti, Clorati, Alghe unicellulari nell'acqua grezza. Attraverso questi punti di misura è possibile monitorare da remoto l'andamento di parametri di interesse consentendo di intervenire molto a monte, prima che un eventuale problema possa ripercuotersi a valle sulla utenza finale (Figura 2).

Se tale approccio di *early warning* può essere più "facilmente" applicato a parametri normati e "convenzionali", diverso è il discorso legato alla misura di contaminanti emergenti noti ma per i quali spesso non esistano limiti normativi definiti o, in ogni caso, strumentazione che possa essere installata in campo. In tal caso la complessità delle sfide analitiche è tale da richiedere investimenti in strumentazione e *know how* di una certa entità. Un tipico caso è quello del monitoraggio di tossine algali e loro metaboliti in acque grezze e potabilizzate attraverso strumentazione del tipo LC-MS-HR (Cromatografia Liquida associata a Detector di Massa in Alta Risoluzione) di cui si riportano di seguito un paio di esempi nelle Figure 3 e 4.



Figura 2. Esempio di una installazione sul campo in container di sensori per la analisi di Disinfection By Products (DBP) in acque potabilizzate

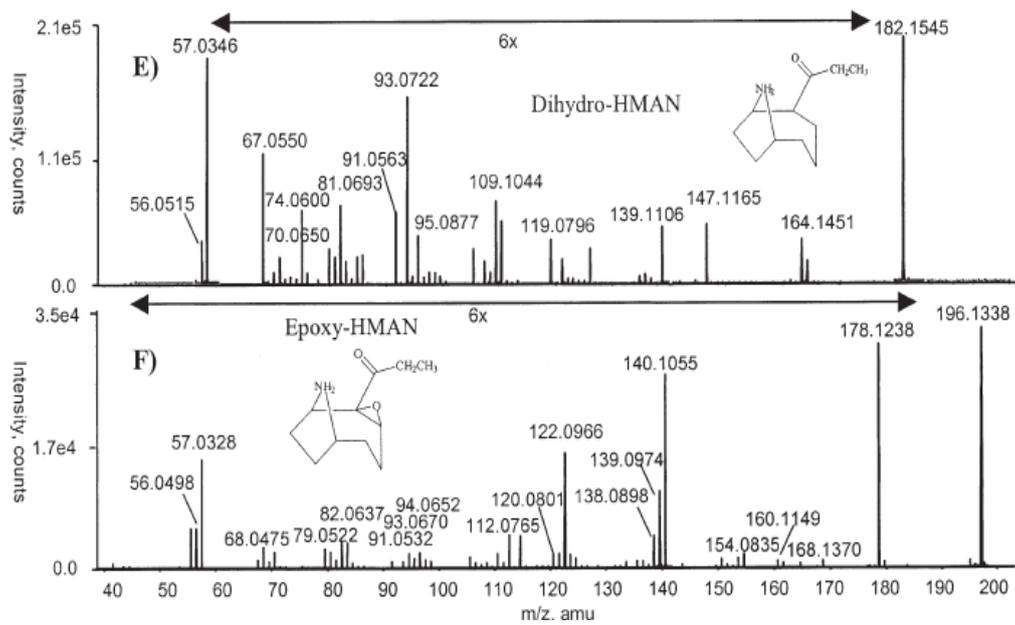


Figura 3. Determinazione di metaboliti di tossine in HR-MS

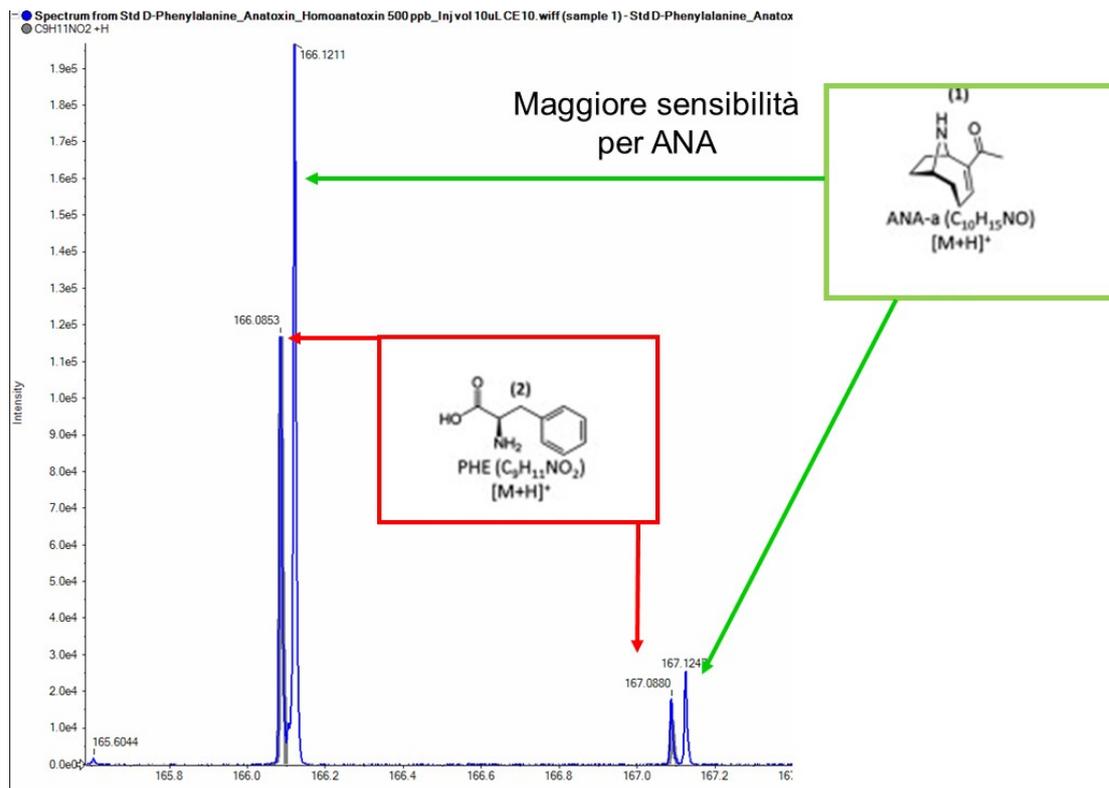


Figura 4. Esempio di una analisi in LC-MS-HR di Anatoxina in presenza di Fenilalanina

L'utilizzo di tecniche avanzate, che richiedono analisi di laboratorio complesse, consente di effettuare campagne periodiche di sostanze quali PFAS (sostanze perfluoroalchiliche), *Endocrine Disruptors* (ED), Glifosato, AMPA (Acido AmminoMetilFosfonico) che arricchiscono il quadro conoscitivo e consentono anche di generare elementi di input all'analisi dei rischi di una certa importanza al fine di orientare eventuali misure di mitigazione degli stessi.

Questo approccio può spingersi ulteriormente sino all'utilizzo delle medesime tecniche associate a strumenti statistici di tipo avanzato per analisi di tipo *Untarget* (*Principal Component Analysis*) con lo scopo di identificare all'interno del campione di acqua potenziali sostanze di interesse non note che non ricadono tra quelle, pur definite come contaminanti emergenti, già note (Figura 5).

Questo tipo di analisi ha lo scopo di caratterizzare principalmente una sorta di impronta digitale delle singole acque attraverso la rilevazione e identificazione di sostanze, magari anche di origine naturale, che caratterizzano nello specifico un tipo di fonte rispetto a un'altra.

Questa informazione può essere utile per monitorare nel tempo eventuali evoluzioni delle fonti e osservare potenziali modifiche che possano essere il segnale di un deterioramento della qualità originaria a causa di apporti esterni di origine naturale o antropica intervenuti successivamente rispetto all'inizio delle attività di osservazione.

L'insieme delle informazioni raccolte attraverso analisi tradizionali, analisi in campo di tipo *real time*, analisi di contaminanti emergenti noti e, infine, la fotografia dei composti *Untarget* compongono quindi un quadro di riferimento estremamente ricco che può consentire un approccio preventivo alla risoluzione dei problemi molto più efficace che in passato.

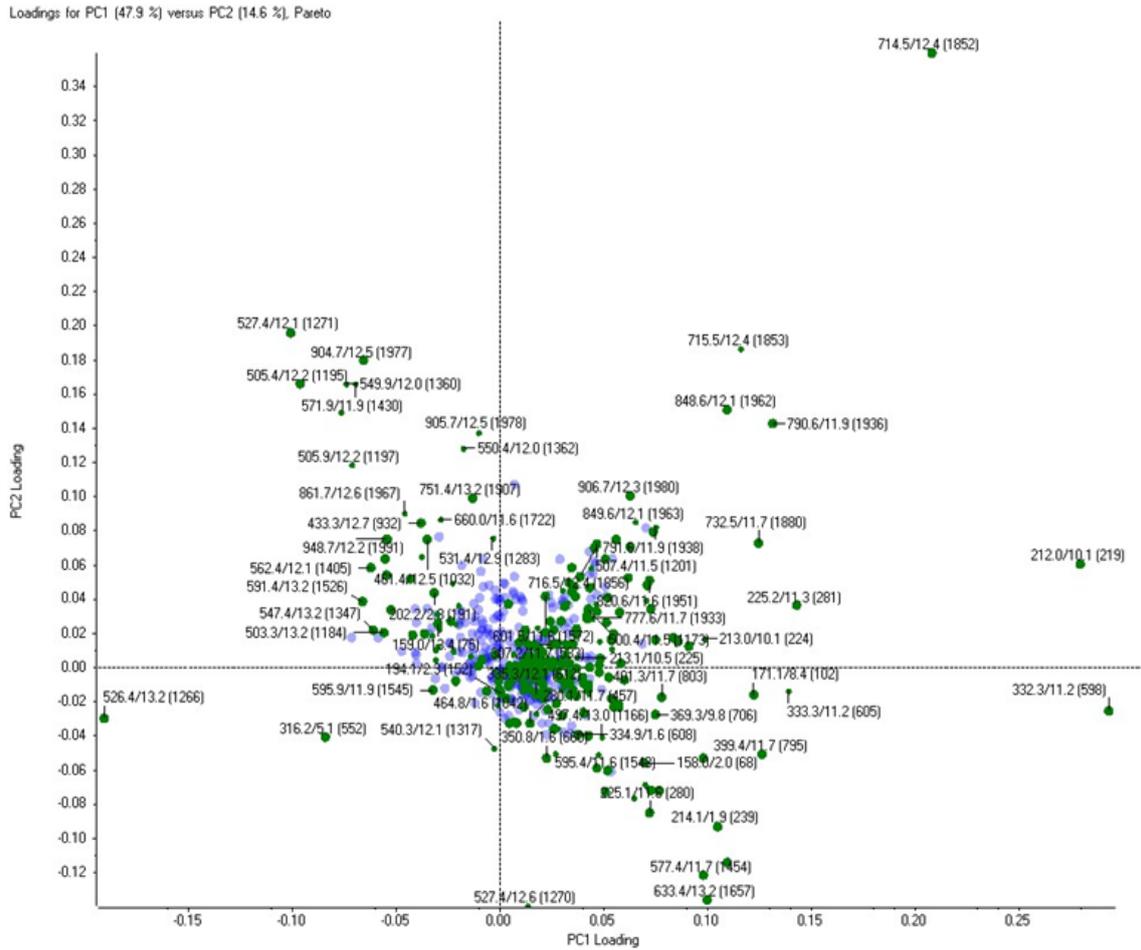


Figura 5. Esempio di Analisi dei Componenti Principali

STRATEGIE EUROPEE DI PREVENZIONE E CONTROLLO DELLE ACQUE PER I CORPI IDRICI DA DESTINARE A USO UMANO: STATO DELL'ARTE E PROSPETTIVE

Emanuele Ferretti

Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Stato dell'arte

La legislazione sulle acque è uno dei settori più avanzati e innovatori della politica ambientale dell'Unione Europea (UE). Gli Stati Membri dell'UE negli ultimi 30 anni hanno compiuto notevoli progressi per migliorare la qualità dei corpi d'acqua dolce grazie alle normative dell'UE, in particolare la Direttiva quadro sulle acque 2000/60/CE (1), di seguito WFD (*Water Framework Directive*), di rilevanza generale, la direttiva sulle acque reflue urbane (2) e la direttiva sull'acqua potabile (3). Questi fondamentali testi legislativi sono alla base dell'impegno dell'UE a migliorare lo stato delle acque europee; in particolare, l'introduzione della WFD nel 2000, dopo quasi 30 anni di legislazione europea disomogenea in materia di acque, ha di fatto introdotto un salto in avanti nella politica delle acque con notevoli progressi in termini di risultati e uniformità. La sua implementazione ha introdotto un nuovo approccio nella gestione delle acque stabilendo un quadro comune per la gestione delle acque e la protezione dell'ambiente basato sul concetto di pianificazione dei bacini idrografici.

L'obiettivo delle politiche dell'UE è quello di ridurre in modo significativo gli impatti negativi dell'inquinamento, dell'eccessiva estrazione e di altre pressioni sull'acqua e di garantire che sia disponibile una quantità sufficiente di acqua di buona qualità per l'uso umano e per l'ambiente. Il trattamento delle acque reflue e la riduzione dell'uso agricolo di azoto e fosforo hanno portato, in particolare, a miglioramenti significativi della qualità dell'acqua negli ultimi decenni, nonostante il processo di attuazione sia stato molto impegnativo e i progressi verso il raggiungimento degli obiettivi della WFD sono stati lenti in tutti gli Stati Membri.

Come indicato nella WFD, le acque superficiali sono classificate in tre livelli – elevato, buono, cattivo – a seconda del rispetto di determinati standard ecologici qualitativi e quantitativi, mentre per le acque sotterranee la classificazione prevede invece due livelli, buono e cattivo sulla base del raggiungimento di standard chimici e quantitativi. La WFD richiede agli Stati Membri di raggiungere lo stato buono attraverso i piani di gestione dei bacini idrografici (*River Basin Management Plans*, RBMP) e l'adozione di misure mirate al miglioramento.

Dai dati pervenuti dagli oltre 160 piani di gestione dei bacini idrografici, secondo la recente relazione sulla valutazione della situazione e delle pressioni delle acque europee nel 2018 (4), redatta dalla *Environmental European Agency* (EEA), solo il 39% delle acque superficiali ha uno stato ecologico buono o elevato, mentre le acque sotterranee dell'Europa, che in molti Paesi forniscono l'80-100% dell'acqua potabile, hanno oggi un buono stato chimico (74%) (Figura 1) e un buono stato quantitativo (89%).

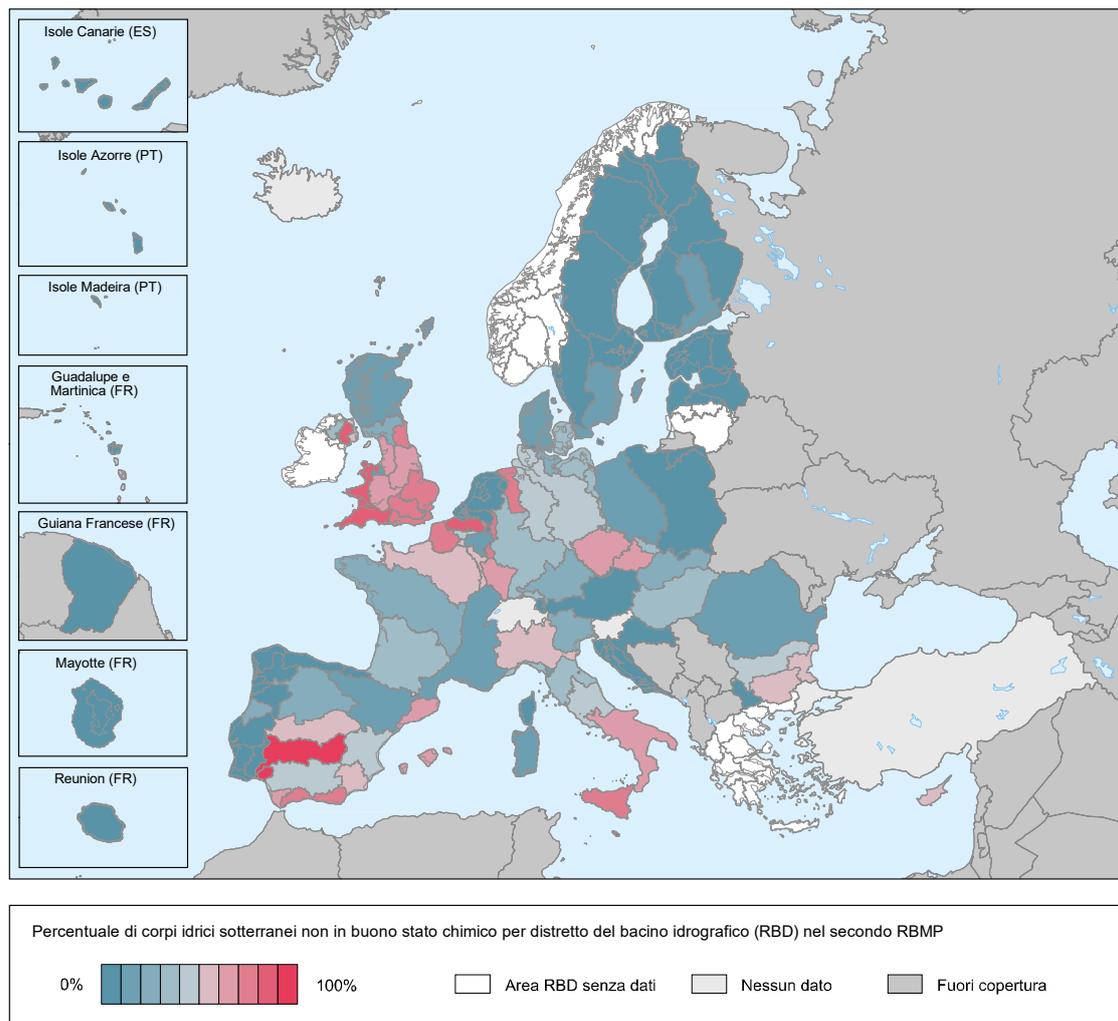


Figura 1. Superficie di corpi idrici sotterranei (%) non in buono stato chimico per distretto idrografico (RBD) nel secondo RBMP (fonte EEA Report No 7/2018)

Il miglioramento rispetto al primo monitoraggio è associato di fatto al raggiungimento di alcuni risultati minimi ottenuti attraverso misure di contenimento della contaminazione dei siti idrici da nitrati provenienti dal dilavamento agricolo, dall'intrusione salina e dalla fuoriuscita di sostanze chimiche pericolose da siti contaminati come ad esempio siti industriali, aree minerarie o depositi di rifiuti.

Il monitoraggio e la valutazione dello stato quantitativo e chimico delle acque sotterranee sono migliorati, nonostante in molti casi non siano ancora stati individuati siti di monitoraggio adeguati. A supporto e integrazione della direttiva quadro sulle acque, interviene la Direttiva europea 2006/118/CE sulle acque sotterranee (5), di seguito GWD (*GroundWater Directive*), che mira a prevenire e ridurre l'inquinamento delle acque sotterranee nell'UE attraverso l'introduzione in dettaglio di un elenco di inquinanti, di valori di soglia e di *trends* per la valutazione dello stato chimico. Il monitoraggio dello stato chimico in Europa è comunque ancora

al di sotto degli standard: sono infatti molteplici i corpi idrici sotterranei per i quali il monitoraggio non è stato effettuato o è stato effettuato per una lista ristretta dei parametri fondamentali.

Nel contempo, il considerando 4 della Direttiva 2014/80/UE (6) (che modifica la GWD) ha richiesto l'istituzione di una lista di controllo (*Watch List*, WL) per gli inquinanti delle acque sotterranee nell'ambito della *Common Implementation Strategy* (CIS) per la WFD, al fine di facilitare l'identificazione delle sostanze, compresi gli inquinanti emergenti, per le quali dovrebbero essere fissati standard di qualità per le acque sotterranee o valori soglia. La derivazione di una *Watch List* è il primo passo per la raccolta di prove a sostegno di qualsiasi decisione futura di includere nuovi inquinanti di portata europea o nazionale negli allegati I e II della GWD.

Recentemente, nell'ambito di un'iniziativa volontaria da parte del gruppo di lavoro CIS dell'UE sulla GWD è stato sviluppato un processo di classificazione e selezione proposto per la *Groundwater Watch List* (GWWL) che prevede diverse fasi e si basa su dati aggregati provenienti da agenzie nazionali in tutta Europa riguardanti la presenza di sostanze, la persistenza, la mobilità e la potenziale tossicità e il comportamento di bioaccumulo. Ad oggi, un totale di dodici composti chimici, 10 sostanze perfluoroalchiliche (PFAS) (PFOS, PFOA, PFHxA, PFHpA, PFHxS, PFBS, PFDA, PFNA, PFPeA e PFBA) e 2 composti farmaceutici (carbamazepina e sulfametossazolo) soddisfano i criteri per entrare a far parte del processo di revisione dell'allegato I/II della GWD. Inoltre, 2 PFAS – PFDoA e PFUnA – e 9 prodotti farmaceutici (Clopidol, Crotamitone, Acido Amidotrizoico, Sulfadiazina, Primidone, Sotalolo, Ibuprofene, Eritromicina e Claritromicina) sono stati selezionati per la GWWL e proposti per ulteriori monitoraggi su base volontaria nelle acque sotterranee negli Stati Membri (7). Altri gruppi di sostanze già considerate per la GWWL sono alcuni metaboliti di pesticidi/biocidi (*non-relevant Metabolites*, nrM) o lo potrebbero essere in futuro come le sostanze chimiche Persistenti, Mobili e Tossiche (PMT).

A seconda dei risultati di ulteriori ricerche, altre sostanze potrebbero essere aggiunte alle sostanze elencate negli allegati I e II della GWD o nella GWWL. Ciò contribuirà a garantire che, in futuro, i cittadini europei beneficino di acque sotterranee di alta qualità come principale risorsa di acqua potabile.

Prospettive e conclusioni

Le conoscenze e le relazioni relative alla WFD sono di fatto migliorate significativamente in confronto al primo RBMP. Il numero di Stati Membri che hanno presentato le relazioni entro i termini previsti è aumentato, le informazioni trasmesse sono più complete, pertinenti e affidabili, e nel complesso la conformità agli obiettivi della WFD è in progressivo aumento (8). Tuttavia, mentre gran parte dei corpi idrici sotterranei ha raggiunto un buono stato, meno della metà dei corpi idrici superficiali è in buono stato e molto resta da fare per conseguire a pieno gli obiettivi della WFD e delle direttive correlate.

A tal fine la Commissione Europea è impegnata con gli Stati Membri, i cittadini e tutti gli stakeholder per favorire la conformità ai dettami della WFD, anche mediante il riesame dell'implementazione delle politiche ambientali dell'UE in materia di acque e indirizzando lo studio su ulteriori sostanze inquinanti, come ad esempio le microplastiche e i farmaci nei corpi idrici da destinare ad uso umano.

In ultimo, i cambiamenti climatici hanno un'incidenza sempre maggiore sulle risorse idriche europee e la conformità alla legislazione in materia di acque in UE sta già concorrendo alla gestione degli effetti dei cambiamenti climatici, permettendo di prevedere casi di siccità e alluvioni. Le politiche dell'UE in materia di acque hanno un notevole potenziale di mitigazione dei cambiamenti climatici, a condizione che siano prese sin da ora misure efficaci (8).

Bibliografia

1. Europa. Direttiva del 23 ottobre 2000, n. 2000/60/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. *Gazzetta ufficiale delle Comunità europee*, L327, 22 dicembre 2000.
2. Europa. Direttiva del 21 maggio 1991, n. 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane. *Gazzetta ufficiale delle Comunità europee*, L 135, 30 maggio 1991.
3. Europa. Direttiva del 3 novembre 1998, n. 98/83/CE concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano. *Gazzetta ufficiale delle Comunità europee*, L 330, 5 dicembre 1998.
4. Kristensen P, Whalley C, Nery F, Zal N, Christiansen T, Schmedtje U, Solheim AL, Austnes, K, Kampa E, Rouillard J, Prchalova H, Klančnik K, Völker J, Peterlin M, Fribourg-Blanc BFB, Prins T, Kodes V, Persson J, Baltas E, Bariamis G. *European waters assessment: assessment of status and pressures 2018*. Copenhagen: European Environment Agency; 2018. (EEA Report No 7/2018).
5. Europa. Direttiva del 12 dicembre 2006, n. 2006/118/CE sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea* L 372, 27 dicembre 2006.
6. Europa. Direttiva 20 giugno 2014, n. 2014/80/UE che modifica l'allegato II della direttiva 2006/118/CE del Parlamento europeo e del Consiglio sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea* L 182/52 del 21 giugno 2014.
7. Lapworth DJ, Lopez B, Laabs V, Kozel R, Wolter R, Ward R, Vargas Amelin E, Besien T, Claessens J, Delloye F, Ferretti Emanuele, Grath J. Developing a groundwater watch list for substances of emerging concern: a European perspective. *Environmental Research Letters* 2018; 14 (3):1-22.
8. Commissione Europea. *Relazione della Commissione al Parlamento europeo e al Consiglio concernente l'attuazione della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) e della Direttiva sulle alluvioni (2007/60/CE)*. Bruxelles: Commissione Europea; 2019. (COM(2019)95 final).

ACQUA E VIRUS: RISCHI E MISURE DI CONTROLLO

Marcello Iaconelli, Giusy Bonanno Ferraro, Pamela Mancini, Carolina Veneri, Giuseppina La Rosa
Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

I virus sono importanti agenti infettivi per l'uomo, gli animali e le piante. Essi vengono definiti come parassiti endocellulari obbligati dal momento che necessitano di un ospite suscettibile per potersi replicare. Sono all'origine di diverse patologie a seconda del distretto in cui sono in grado di replicarsi; le più comuni sono le sindromi gastroenteriche e respiratorie; inoltre, sono responsabili di manifestazioni epatiche, oculari, neurologiche e cutanee.

Strutturalmente sono costituiti da un involucro proteico (il capside, che per alcuni generi può essere rivestito da una membrana lipoproteica) che circonda l'acido nucleico. Le dimensioni possono variare da 20 a 300 nanometri di diametro.

La trasmissione può avvenire mediante diverse modalità: contatto diretto con soggetti infetti o con superfici contaminate, per via aerea o per ingestione di acqua e/o alimenti contaminati.

I virus enterici si replicano nell'intestino e sono eliminati in concentrazioni molto elevate (fino a 10^{13} particelle per grammo di feci). Si ritrovano, pertanto, in elevate concentrazioni nei reflui urbani grezzi (10^2 - 10^8 copie genomiche (GC) per litro di refluo); possono, tuttavia, essere presenti anche nei reflui trattati mediante trattamento secondario (fino a 10^6 GC/litro) o terziario (fino a 10^5 GC/litro) e, di conseguenza, anche nei corpi idrici recettori (1).

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO) nelle linee guida sulla qualità delle acque potabili ha messo a confronto i virus enterici con altri patogeni enterici (batteri e protozoi) per una serie di parametri quali la rilevanza sanitaria, la persistenza nell'acqua, la resistenza alla disinfezione (cloro) e l'infettività. Condividendo con gli altri patogeni una importante rilevanza sanitaria, i virus presentano livelli più elevati di resistenza al cloro e di persistenza ambientale e una maggiore capacità infettante rispetto ai batteri.

La resistenza dei virus nelle acque in condizioni di stabilità è stata dimostrata nelle acque sotterranee, in cui sono stati registrati periodi di persistenza compresi tra 61 giorni (norovirus) e 364 gg (adenovirus).

Rispetto ai batteri e ai protozoi, caratterizzati rispettivamente da una resistenza bassa ed elevata al cloro, i virus si dimostrano moderatamente resistenti a esso. In generale si raggiungono tassi di inattivazione superiori al 99% a concentrazioni di cloro comprese tra 0,2 e 1 mg/L e tempi di esposizione compresi tra 0,5 e 10 minuti.

I virus enterici umani a trasmissione prevalentemente orale-fecale comprendono 6 famiglie, con 10 generi suddivisi in oltre 150 specie (Tabella 1).

I principali virus per i quali è stata dimostrata l'associazione con epidemie idrotrasmesse sono rappresentati dai generi *Enterovirus*, *Mastadenovirus*, *Norovirus* e *Hepatovirus*.

Il genere *Enterovirus* condivide con gli *Hepatovirus*, i *Kobuvirus* e i *Parechovirus* l'appartenenza alla famiglia Picornaviridae. Esso include polio e non-polio virus. Le infezioni associate a enterovirus (EV) sono molto comuni, con un numero stimato di 10-15 milioni di casi annuali solo negli Stati Uniti. Le manifestazioni cliniche includono patologie delle vie respiratorie, gastroenteriti, congiuntiviti e manifestazioni neurologiche. Sono stati anche associati a malattie croniche, quali il diabete mellito di tipo 1, e a malattie infiammatorie muscolari. Sebbene spesso osservati in concentrazioni elevate nelle matrici idriche, risultano documentate solo poche epidemie associate al consumo di acqua potabile o ad attività ricreative (2-3).

Tabella 1. Principali virus enterici a potenziale trasmissione idrica

| Famiglia | Genere | Patogeni umani più importanti | Patologie associate* |
|----------------|-----------------------|--|------------------------|
| Adenoviridae | <i>Mastadenovirus</i> | Adenovirus umani A-G (HAdV) | GE, MR, CN, UR |
| Astroviridae | <i>Mamastovirus</i> | Astrovirus 1-9 (HAstV) | GE, correlato a IR |
| Caliciviridae | <i>Norovirus</i> | Norovirus GI, GII (NoV) | GE |
| | <i>Sapovirus</i> | Sapovirus GI, GII, GIV, GV (SaV) | |
| Hepeviridae | <i>Ortohepevirus</i> | Virus dell'Epatite E G1, 2, 3, 4, 7 (HEV) | GE, HE |
| Picornaviridae | <i>Enterovirus</i> | Enterovirus A-D (EV-68, EV-71), Rhinovirus A-C, Poliovirus 1-3, Coxsackievirus A-B | GE, MN, PF, CN, IR, CU |
| | <i>Hepatovirus</i> | Virus dell'Epatite A GI-GIII (HAV) | AE |
| | <i>Kobuvirus</i> | Aichivirus A, B, C (AiV) | GE |
| | <i>Parechovirus</i> | Parechovirus da 1 a 16 (PeV) | GE, IR, EN, MN, HE |
| Reoviridae | <i>Rotavirus</i> | Rotavirus da A a G (RoV) | GE |

*GE: gastroenterite; MR: malattie respiratorie; CN: congiuntivite; IR: infezioni respiratorie; AE: epatite acuta; HE: epatite; EN: encefalite; MN: meningite; PF: paralisi flaccida; CU: cutanee; UR: urinarie

Il genere *Mastadenovirus*, include sette specie di Adenovirus umani (HAdV) da A a G, nella famiglia Adenoviridae (vedi Tabella 1). Sono responsabili di un ampio spettro di manifestazioni cliniche che includono, oltre alle gastroenteriti, sindromi respiratorie, congiuntiviti, affezioni urinarie e renali (4). Negli ambienti idrici risultano ubiquitari essendo stati osservati sia in acque superficiali sia sotterranee anche in assenza degli indicatori microbiologici classici (5). Sono state descritte numerose epidemie da adenovirus associate ad acque ricreative (2-3).

Il genere *Norovirus*, che include i genogruppi umani GI, GII e GIV, è membro, insieme al genere *Sapovirus*, della famiglia Caliciviridae. I norovirus sono responsabili di gastroenteriti acute in forma sporadica o epidemica, che si verificano in prevalenza nei mesi invernali (il norovirus è infatti conosciuto come *winter vomiting disease virus*). Ogni anno nel mondo il numero stimato dei casi è pari a circa 700 milioni, di cui 200 milioni pediatrici. L'85% dei casi e il 99% dei decessi si verificano nei paesi emergenti. La patologia, in genere di tipo autolimitante, può essere severa in soggetti debilitati (es. anziani o immunodepressi). Sulla base di alcune caratteristiche quali l'elevata contagiosità, l'elevato tasso evolutivo da cui deriva una limitata immunità d'ospite e l'elevata virulenza, il norovirus è spesso definito come agente infettivo ideale. Inoltre, sono stati osservati in tutte le tipologie di matrici idriche, incluse le acque superficiali e sotterranee e le epidemie idrotrasmesse documentate nel mondo sono numerose e riguardano sia le acque potabili che quelle ricreative (6). Solo in Italia sono state descritte 8 epidemie idriche con oltre 5 mila casi (7-8).

Il genere *Hepatovirus* è membro della famiglia Picornaviridae e include il virus dell'Epatite A (*Hepatitis A Virus*, HAV). L'infezione da HAV può essere asintomatica oppure si manifesta con febbre, malessere, nausea, dolori addominali, ittero e/o insufficienza epatica protratta che in rari casi può evolvere in forme fulminanti rapidamente fatali. La malattia ha un periodo di incubazione che va da 15 a 50 giorni. Secondo dati della WHO nel 2016, vi sono stati nel mondo oltre 7000 decessi causati da HAV (<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/hepatitis-a>). Focolai epidemici dovuti alla trasmissione idrica del virus, sebbene infrequenti, possono verificarsi in occasione di contaminazione accidentale con reflui di acque utilizzate a scopo irriguo, acquacoltura o destinate al consumo umano (9). Sono inoltre documentate epidemie legate ad attività ricreative in piscine (3).

Il genere *Ortohepevirus*, membro della famiglia Hepeviridae, è rappresentato dal virus dell'Epatite E (*Hepatitis E Virus*, HEV). Si tratta di un virus emergente di origine zoonotica il cui serbatoio animale comprende i suini domestici e selvatici, oltre ad altri ungulati come ovini, caprioli e cervi. Le manifestazioni cliniche vanno da una completa assenza di sintomi, all'ittero, fino alla insufficienza epatica. Il periodo di incubazione varia da 2 a 10 settimane. La WHO ha stimato che nel mondo si verificano 20 milioni di casi di infezione di epatite E per anno; di questi, 3,3 milioni sono sintomatici. Nei paesi a economia avanzata il virus si trasmette principalmente dall'animale all'uomo attraverso il consumo di derivati crudi o poco cotti. Nei paesi emergenti, dove le condizioni igienico-sanitarie sono scarse, la trasmissione avviene principalmente attraverso acqua contaminata da feci infette (10) e si verificano epidemie estese con migliaia di casi coinvolti.

In Italia e in Europa il rischio di patologie virali connesse all'uso ricreativo e al consumo di acqua non è noto, a causa della mancanza di un sistema di sorveglianza epidemiologica delle malattie di origine idrica. Negli USA, è invece attivo un sistema consolidato di sorveglianza per le patologie idrodifuse (*Waterborne Disease and Outbreak Surveillance System*, WBDOS) i cui dati mostrano che dal 1971 al 2014 si sono verificate 928 epidemie idriche (acque potabili) di cui 76 (8,2%) causate da virus. Tuttavia, l'incidenza delle patologie virali idrodifuse è molto probabilmente sottostimata per la difficoltà di associazione causa-effetto ovvero correlare il consumo di acqua con la manifestazione clinica; inoltre, la ricerca dei virus nelle acque viene effettuata raramente per le difficoltà e la tempistica legate alla rilevazione dei virus dalle matrici idriche.

Una revisione sistematica della letteratura scientifica a partire dalla seconda metà del 18° secolo ha descritto 1519 epidemie idrodifuse (11): 149 (21%) erano di origine virale, in gran parte attribuite a norovirus e al virus dell'epatite A; 282 (18%) causate da batteri (prevalentemente *Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio cholerae*) e 254 (17%) da protozoi (prevalentemente *Giardia* e *Cryptosporidium*). L'11,59% delle epidemie era invece di origine sconosciuta. Il 56% dei focolai epidemici erano riconducibili ad acque sotterranee mentre il 29% erano attribuiti alle acque superficiali. Rispetto alle tre fasi della filiera idropotabile, ovvero captazione, trattamento e distribuzione, è emerso che il 41% degli eventi epidemici era riconducibile a criticità rilevate alla captazione, il 34% nei trattamenti e il 25% nella rete di distribuzione. Tra le cause rilevanti vi erano contaminazione con reflui o con deiezioni animali, dilavamento dei suoli per effetto di forti precipitazioni, posizionamento inadeguato delle fonti (captazione); difetti di filtrazione o disinfezione (trattamento); rotture nella rete, difetti nei serbatoi di accumulo e riflusso (distribuzione).

Risulta evidente che soltanto un approccio multi barriera può garantire una maggiore sicurezza sanitaria dell'acqua, sia a uso ricreativo sia potabile attraverso una gestione integrata dell'intera filiera idrica, attraverso misure preventive tese a ridurre i rischi di contaminazione da parte di agenti patogeni come, ad esempio, il contenimento delle potenziali fonti di inquinamento, l'implementazione dei processi di trattamento e una gestione più virtuosa delle reti di distribuzione.

L'introduzione da parte della WHO nelle proprie linee guida sulla qualità delle acque potabili dell'approccio preventivo viene descritto nei *Water Safety Plan* (WSP) o Piani di Sicurezza dell'Acqua (PSA) e un piano analogo è in fase di studio per le acque di balneazione da inserire nelle rispettive linee guida attualmente in fase di revisione.

I virus non sono tra i parametri oggetto di controllo routinario nelle acque ricreative e destinate al consumo umano. La normativa nazionale sulle acque potabili è regolata dal DL.vo 31/2001 che prevede solo gli enterovirus come parametro accessorio, da ricercare solo a giudizio dell'autorità sanitaria competente, per i quali è richiesta l'assenza in 100 L. Tuttavia, con il Decreto del Ministero della Salute 14 giugno 2017 che modifica gli allegati I e II del DL.vo 31/2001, viene

stabilito che la scelta dei parametri adeguati per il controllo deve tenere conto delle condizioni locali di ciascuna filiera idropotabile e dei controlli previsti dalle normative interne, fondati su una valutazione del rischio da parte del gestore del servizio idrico.

La sicurezza sanitaria delle acque di balneazione è regolata dalla Direttiva Europea 2006/07/CE recepita a livello nazionale dal DL.vo 116/2008. Gli unici parametri microbiologici previsti sono *Escherichia coli* ed enterococchi intestinali ricercati mensilmente limitatamente alla stagione balneare. Anche per le acque di balneazione è stata raggiunta la consapevolezza da parte della comunità scientifica sull'insufficienza di questi parametri per stabilirne la qualità dal punto di vista sanitario. Ciò ha indotto la Commissione Europea a considerare l'applicazione di altri parametri e di valutare l'applicazione nella futura normativa di approcci di tipo preventivo sul modello dei PSA già applicati per le acque destinate al consumo umano.

L'opportunità nel ricercare i virus enterici potrebbe, quindi, essere riconsiderata nell'ambito di un PSA, qualora la valutazione del rischio lo ritenesse opportuno. Dal momento che diversi tipi di virus enterici umani possono potenzialmente essere presenti nelle acque, risulta estremamente difficile individuare quello che potrebbe possedere i migliori requisiti, tali da renderlo rappresentativo; la ricerca di tutti i patogeni è peraltro di fatto irrealizzabile sia per la complessità dei metodi analitici, sia per i tempi e per i costi da sostenere. L'identificazione di un adeguato indicatore alternativo di fecalizzazione in matrici idriche è tuttora un argomento di grande interesse. Un buon indicatore deve soddisfare i seguenti requisiti: elevata stabilità ambientale, stretta associazione rispetto a determinate fonti inquinanti e rapidità diagnostica. Ciò ha portato diversi gruppi di ricerca a spostare l'attenzione verso i colifagi somatici per la loro rispondenza a tali requisiti. Essi originano quasi esclusivamente dalle feci umane e altri animali a sangue caldo e si moltiplicano in maniera limitata nei reflui in determinate condizioni, tanto da essere stati inseriti nelle attività di verifica avanzate nella proposta di modifica della Direttiva Europea sulle acque potabili. Essendo facilmente coltivabili e avendo molte proprietà in comune con i virus enterici umani (morfologia, struttura, destino e trasporto nell'ambiente), i colifagi somatici sono stati proposti come modelli utili per valutare il destino dei virus enterici nelle acque. Altri studi hanno inoltre rivolto l'attenzione ad altri virus potenzialmente utilizzabili come indicatori, quali *Adenovirus* (12), *Torque Teno Virus* (13) o *Pepper Mild Mottle Virus* (14). Tuttavia, per questi indicatori non sono state ancora acquisite sufficienti evidenze scientifiche a riguardo.

Bibliografia

1. Rusinol M, Girones R. Summary of excreted and waterborne viruses. Part three. Specific excreted pathogens: environmental and epidemiology aspects. In: Rose JB, Jiménez-Cisneros B (Ed.). *Global Water Pathogen Project*. Lansing, MI: Michigan State University, UNESCO; 2017.
2. La Rosa G, Fratini M, Della Libera S, Iaconelli M, Muscillo M. Emerging and potentially emerging viruses in water environments. *Ann Ist Super Sanità*. 2012;48(4):397-406.
3. Bonadonna L, La Rosa G. A review and update on waterborne viral diseases associated with swimming pools. *Int J Environ Res Public Health*. 2019;16(2):166.
4. La Rosa G, Suffredini E. *Adenovirus*. In: Dongyou Liu (Ed.). *Handbook of Foodborne Diseases*. Boca Raton: CRC press; 2018. p. 13-24.
5. Allard A, Vantarakis A. Adenoviruses. In: In: Rose JB, Jiménez-Cisneros B (Ed.). *Global Water Pathogen Project*. Lansing, MI: Michigan State University, UNESCO; 2017.
6. Katayama H, Vinjé J. Norovirus and other Calicivirus. In: Rose JB, Jiménez-Cisneros B (Ed.). *Global Water Pathogen Project*. Lansing, MI: Michigan State University, UNESCO; 2017.

7. La Rosa G, Pourshaban M, Iaconelli M, Muscillo M. Recreational and drinking waters as a source of norovirus gastroenteritis outbreaks: a review and update. *Environmental biotechnology* 2008;4(1):15-24.
8. Suffredini E, La Rosa G. Noroviruses in Italy. In: Romalde JL (Ed.). *Noroviruses: Outbreaks, Control and Prevention Strategies*. Nova Science Pub Inc; 2017. Chapter 2.
9. van der Poel W, Rzezutka A. Hepatitis A. In: Rose JB, Jiménez-Cisneros B (Ed.). *Global Water Pathogen Project*. Lansing, MI: Michigan State University, UNESCO; 2017.
10. van der Poel W, Rzezutka A. Hepatitis E. In: Rose JB, Jiménez-Cisneros B (Ed.). *Global Water Pathogen Project*. Lansing, MI: Michigan State University, UNESCO; 2017.
11. Ligon G, Bartram J. Literature Review of Associations among Attributes of Reported Drinking Water Disease Outbreaks. *Int J Environ Res Public Health*. 2016;13(6):527.
12. Rames E, Roiko A, Stratton H, Macdonald J. Technical aspects of using human adenovirus as a viral water quality indicator. *Water Res*. 2016;96:308-26.
13. Charest AJ, Plummer JD, Long SC, Carducci A, Verani M, Sidhu JP. Global occurrence of Torque teno virus in water systems. *J Water Health*. 2015;13(3):777-89.
14. Symonds EM, Rosario K, Breitbart M. Pepper mild mottle virus: Agricultural menace turned effective tool for microbial water quality monitoring and assessing (waste)water treatment technologies. *PLoS Pathog*. 2019;15(4):e1007639.

VIRUS ENTERICI EMERGENTI NELLE ACQUE ED EPIDEMIE DI ORIGINE VIRALE ASSOCIATE AD ACQUE DI PISCINA

Giusy Bonanno Ferraro, Pamela Mancini, Carolina Veneri
Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Le linee guida relative alla qualità delle acque destinate al consumo umano (1) indicano, tra i principali virus enterici trasmissibili per via idrica, virus appartenenti alle famiglie Picornaviridae (enterovirus e virus dell'epatite A), Caliciviridae (norovirus), Adenoviridae (adenovirus), Reoviridae (rotavirus). Tuttavia, numerosi studi dimostrano che altri gruppi di virus, sia enterici sia epiteliotropici, contaminano gli ambienti acquatici e persistono per lunghi periodi; pertanto, sono considerati emergenti o potenzialmente tali. Tra questi, il virus dell'Epatite E (famiglia Hepeviridae), il Sapovirus (famiglia Caliciviridae), il Cosavirus, il Saffoldvirus, il Salivirus e il Kobuvirus (famiglia Picornaviridae). Di recente, inoltre, è stata dimostrata la presenza in matrici idriche di virus epiteliotropici appartenenti alla famiglia Papillomaviridae (Alpha-papillomavirus, Beta-papillomavirus). Sono di seguito brevemente descritti i principali gruppi di virus emergenti o potenzialmente emergenti per le acque.

Il virus dell'epatite E (*Hepatitis E Virus*, HEV) è un virus a trasmissione oro-fecale, responsabile di una malattia virale acuta, generalmente auto-limitante e raramente soggetta a cronicizzazione. L'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO) stima che ogni anno 20 milioni di persone contraggono l'infezione (> 3 milioni presentano sintomatologia) e circa 44.000 persone muoiono per epatite fulminante correlata a questo virus (2). Il virus può causare insufficienza epatica fulminante in donne in stato di gravidanza e in pazienti con problemi epatici di natura cronica. Nei Paesi in via di sviluppo l'epatite E è endemica e si manifesta con epidemie legate prevalentemente al consumo di acqua contaminata, generate dai ceppi del genotipo 1 e 2. Al contrario, nei Paesi a economia avanzata, la malattia si manifesta con casi clinici sporadici e autoctoni, riconducibili ai genotipi 3 e 4, a trasmissione zoonotico-alimentare (il suino è il principale serbatoio del virus). Negli ultimi anni si è assistito ad un numero crescente di casi autoctoni nei Paesi industrializzati, in pazienti senza storie di viaggi in aree endemiche, causati prevalentemente dal genotipo 3. I principali fattori di rischio nei Paesi ad economia avanzata sono il consumo di carni suine crude o poco cotte e loro prodotti (salsicce di fegato), oltre che l'esposizione diretta ai reservoir animali negli allevamenti. I corpi idrici superficiali possono essere contaminati da reflui suini o urbani. Di fatto, alcuni studi in aree non endemiche dimostrano la presenza di HEV in diverse matrici idriche (reflui urbani grezzi e trattati, acque di fiume, di lago e di mare) e alimentari (molluschi bivalvi e vegetali)(3).

In Italia, i dati del Sistema Epidemiologico Integrato delle Epatiti Virali Acute (SEIEVA), coordinato dal Centro Nazionale per la Salute Globale presso l'Istituto Superiore di Sanità, mostrano un trend costante negli anni dei casi di epatite E legata a viaggi in zone endemiche e un trend in aumento dei casi di epatite E autoctona (senza storie di viaggi in aree endemiche) (4), per i quali il fattore di rischio principale è rappresentato dal consumo di carne di maiale e di cinghiale cruda o poco cotta. Numerosi studi documentano la circolazione dell'HEV nei *reservoir* animali (maiali e cinghiali) e in alcuni alimenti (salsicce di fegato di maiale crude ed essiccate e molluschi bivalvi filtratori). Il virus è stato, inoltre, rilevato in diverse matrici idriche tra cui acque reflue (5), acque di fiume e acque di mare. Sebbene la trasmissione idrica del virus sia stata documentata esclusivamente nei Paesi in via di sviluppo, alla luce delle evidenze della sua presenza in matrici

idriche anche in aree non endemiche, è necessario investigare sulla possibilità di trasmissione idrica dell'HEV anche nei Paesi a economia avanzata.

I sapovirus (genere *Sapovirus*, famiglia Caliciviridae) sono virus a trasmissione oro-fecale, distribuiti a livello mondiale, responsabili del 26,2% delle gastroenteriti nel mondo, soprattutto in bambini con età inferiore a 5 anni. Il nome sapovirus ha origine da Sapporo (Giappone), località in cui vennero scoperti nel 1977. In seguito sono state descritte epidemie negli USA, in Canada e Africa. Dati di letteratura evidenziano la presenza di sapovirus in diverse matrici idriche e alimentari (molluschi): reflui urbani grezzi (100%); reflui urbani trattati (58%); acque di fiume (64%); vongole (22,6%) e mitili (14,3%).

In Italia vi sono pochi studi clinici che riportano bassi tassi di prevalenza in pazienti pediatrici ospedalizzati (1,2%-10,9%). Due studi ambientali, effettuati su reflui urbani, mostrano positività per sapovirus nel 12,4% e nel 33,7% dei campioni (6-7), indicando una non trascurabile circolazione nella popolazione, nonostante i pochi casi clinici documentati. I dati suggeriscono che il virus circola prevalentemente in maniera asintomatica, oppure che le gastroenteriti da sapovirus non vengono identificate dal momento che il virus non è incluso nei test diagnostici di routine per i casi di gastroenterite.

I cosavirus (genere *Cosavirus*, famiglia Picornaviridae) sono stati isolati per la prima volta in Pakistan nel 2008 da campioni di feci di bambini con paralisi flaccida acuta. Successivamente il virus è stato diagnosticato nelle feci di pazienti in diverse parti del mondo evidenziandone una distribuzione a livello globale. Tuttavia, il ruolo eziologico dei cosavirus ad oggi risulta sconosciuto dal momento che studi caso-controllo hanno dimostrato la presenza del virus sia in pazienti con gastroenterite che senza. In Italia un unico studio ha investigato la presenza dei cosavirus in pazienti con gastroenterite e solo un campione di feci su 689 analizzati è risultato positivo, suggerendone una scarsa circolazione. Nonostante non vi siano evidenze cliniche, uno studio ambientale pubblicato di recente ha dimostrato che in Italia il virus circola nella popolazione, dal momento che è stato rilevato nel 25,5% dei campioni di reflui urbani, con maggiore distribuzione nel centro Italia (8). Ulteriori studi sono necessari per chiarirne il ruolo eziologico, l'epidemiologia molecolare e la potenziale trasmissione *waterborne*.

I saffoldvirus (SAFV) sono patogeni emergenti a trasmissione oro-fecale classificati nel genere *Cardiovirus*, appartenente alla famiglia Picornaviridae. Il virus fu isolato per la prima volta nel 2007, a San Diego (Stati Uniti), da un campione di feci di un paziente pediatrico che manifestava febbre di origine sconosciuta; negli anni successivi è stato identificato in diversi Paesi da pazienti con un ampio spettro di patologie: paralisi flaccida acuta non polio, infezioni respiratorie acute, patologie gastrointestinali, miocarditi e malattie del sistema nervoso. Soltanto due studi ambientali, condotti negli Stati Uniti e in Giappone, sono disponibili in letteratura: da questi è emerso che il virus era presente, rispettivamente, nel 43% (9/21) e 16,7% (2/12) di campioni di reflui urbani.

In Italia un unico studio clinico ha identificato SAFV nelle feci di un paziente (su 164 testati) con gastroenterite acuta. Una sorveglianza ambientale condotta nel biennio 2017-2018 ha rilevato SAFV nel 4,3% di campioni di reflui urbani (6/141), dimostrando la circolazione del patogeno, anche se in basse percentuali, in accordo con i dati presenti in letteratura (9).

I papillomavirus, membri della famiglia Papillomaviridae, sono responsabili di infezioni molto diffuse, nella maggior parte dei casi transitorie e asintomatiche, che possono talvolta manifestarsi con lesioni benigne della cute e delle mucose. Tuttavia, possono determinare l'insorgenza di forme tumorali in sede genitale (es. vagina, vulva, ano, pene) ed extragenitale (cavità orale, faringe, laringe).

Uno studio di metagenomica virale in reflui urbani, condotto nel 2011, ha per la prima volta evidenziato che anche i virus epiteliotropici, come i papillomavirus, possono essere presenti in queste matrici (10). Successivamente, diversi studi ne hanno mostrato la presenza nei reflui urbani

(81%), in acque di fiume (56%) e in acque di piscina (50%) (11-13). Non vi sono dati sulla resistenza dei papillomavirus a fattori ambientali inattivanti e ai disinfettanti; tuttavia, alla luce delle evidenze sulla loro presenza in diverse matrici idriche, sono necessari studi futuri per investigare sulla loro potenziale trasmissione idrica.

La WHO, nelle linee guida relativa agli ambienti acquatici salubri a uso ricreativo, individua un'ampia gamma di rischi di tipo chimico, fisico e biologico per questi ambienti (14). Il rischio biologico è determinato da virus, batteri, protozoi e funghi. I virus potenzialmente responsabili di infezioni in acque di piscina includono virus a trasmissione oro-fecale (adenovirus, enterovirus, norovirus, virus dell'Epatite A) e virus di derivazione non fecale, trasmessi per contatto, quali molluscipoxvirus e papillomavirus. Gli adenovirus possono essere trasmessi con entrambe le modalità.

I virus, in quanto parassiti intracellulari obbligati, non possono replicarsi all'esterno dei tessuti dell'ospite e non possono moltiplicarsi nell'ambiente, pertanto la loro presenza nell'acqua è conseguenza di una contaminazione. La contaminazione può essere causata dagli utenti frequentatori degli impianti, mediante secrezioni (es. feci, vomito, muco, saliva, sudore) e frammenti di pelle in acqua, oppure può derivare da una contaminazione delle acque di riempimento vasca. Dati di letteratura su epidemie virali associate ad attività ricreative evidenziano che il 48% sono associate ad acque di piscine, il 40% ad acque di laghi o stagni e il restante 12% a fontane, sorgenti termali e fiumi (4% ciascuno) (15). Di recente, una revisione di letteratura ha raccolto dati su epidemie virali da acque di piscina, documentando 31 epidemie (16) dal 1951 al 2013 con circa 2800 casi (Tabella 1), associate principalmente ad adenovirus (15 epidemie), norovirus (7 epidemie), enterovirus (6 epidemie) e virus dell'epatite A (3 epidemie).

Tabella 1 Virus di origine fecale coinvolti nelle epidemie associate ad acque di piscina

| Virus | N. epidemie e periodo | N. casi | Agente eziologico |
|----------------------|------------------------------|----------------|---|
| Adenovirus | 15 (1953-2013) | 2000 | HAdV, HAdV3, HAdV 7, HAdV 7a HAdV4 |
| Enterovirus | 6 (1979-2003) | 481 | Enterovirus-like, Echovirus 30, Echovirus 3, Echovirus 13, Echovirus 9 |
| Norovirus | 7 (1977-2006) | 452 | - |
| Virus dell'epatite A | 3 (1987-1997) | 83 | - |

Nella maggior parte degli studi il virus è stato ricercato esclusivamente nelle feci dei pazienti; in 5 delle 31 epidemie descritte è stato identificato anche nelle acque di piscina, in alcuni casi con parametri microbiologici nella norma (17-19). Problematiche connesse con la disinfezione sono state evidenziate come causa principale delle epidemie associate alle piscine. Altre cause sono state rappresentate da sovraffollamento e condizioni di insufficiente manutenzione dell'impianto (20), oppure contaminazione da servizi igienici (21). Sono stati inoltre documentati episodi di contaminazione importante da parte dei bagnanti, con rilascio di vomito e diarrea in vasca (22-24).

Alcuni autori hanno effettuato studi sulla presenza di virus enterici in acque di piscina in assenza di eventi epidemici, riportando percentuali di positività dal 3,2% al 100% per enterovirus, dal 3,2% al 18,7% per adenovirus e 18,7% per norovirus.

I virus di origine non fecale includono molluscipoxvirus e papillomavirus. Il molluscipoxvirus è responsabile del mollusco contagioso, malattia cutanea contagiosa che si presenta con papule

rosee sulla pelle di pochi mm di diametro. L'infezione virale è benigna e molto comune, senza particolari conseguenze (lievi disturbi come prurito e rossore) e tende a regredire spontaneamente. Può colpire a qualunque età, ma è più diffuso tra bambini e giovani adulti, interessando il 5-10% dei bambini tra 0 e 16 anni (25-26). La trasmissione avviene per contatto diretto da persona a persona o indiretto con superfici contaminate, ad esempio negli spogliatoi di palestre, piscine e docce, o per condivisione di oggetti come biancheria intima e asciugamani. Alcuni studi associano il molluscipoxvirus alla frequentazione di impianti natatori (27-28).

I papillomavirus causano infezioni alla cute e alle mucose, provocando lesioni benigne come verruche, condilomi o papillomi. Alcune lesioni possono evolvere verso forme neoplastiche. Le verruche sono comuni lesioni cutanee di natura benigna che possono interessare qualsiasi area del corpo; in genere le parti più colpite sono le mani (in particolare il dorso e le dita delle mani) e i piedi. Il virus penetra nella cute dove sono presenti abrasioni o microtraumi. La frequentazione a piedi nudi di ambienti quali piscine e spogliatoi di palestre, dove l'umidità favorisce la macerazione della pelle, rende più facile la penetrazione del virus. Studi recenti hanno dimostrato, per la prima volta, la presenza di papillomavirus in acque di piscina che presentavano parametri microbiologici nella norma e assenza di virus enterici (29-30).

Gli impianti natatori, per le loro caratteristiche di ambienti circoscritti e spesso affollati, rappresentano siti dove è rilevante il rischio igienico-sanitario. In generale, episodi di epidemie virali connessi alle piscine sono da considerarsi, sulla base dei dati di letteratura, relativamente poco frequenti. Tuttavia, è probabile una sottostima delle epidemie, legata alla difficoltà di associazione tra la frequentazione della piscina e la sintomatologia e dalle difficoltà metodologiche nell'identificazione dei virus nelle acque, la cui presenza non è segnalata sulla base dei controlli di qualità effettuati di routine sulle acque. Inoltre, in Italia non esiste un sistema di sorveglianza delle malattie di origine idrica e quindi una raccolta di dati epidemiologici sulle infezioni associate all'uso delle piscine. Sarebbe auspicabile istituire un sistema per associare le patologie alla frequentazione delle piscine, al fine di valutare la necessità di mettere in atto interventi preventivi.

Le epidemie documentate in letteratura individuano tra le principali cause, insufficiente disinfezione e/o pulizia delle acque di piscina, eventi di rilascio accidentale di fluidi corporei da parte dei bagnanti, condizioni di sovraffollamento. È pertanto fondamentale mantenere le piscine in condizioni di funzionalità ottimale dal punto di vista igienico-sanitario e assicurare la conoscenza delle buone norme comportamentali dei frequentatori degli impianti al fine di garantire il benessere e la sicurezza degli utenti.

Bibliografia

1. WHO. *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*. Geneva: World Health Organization; 2017.
2. WHO. *Hepatitis E*. Geneva: World Health Organization; 2020.
3. Fenaux H, Chassaing M, Berger S, Gantzer C, Bertrand, Schvoerer E. Transmission of hepatitis E virus by water: An issue still pending in industrialized countries. *Water Res* 2019; 151:144-57.
4. *Bollettino del Sistema Epidemiologico Integrato delle Epatiti Virali Acute (SEIEVA)* - numero 6 - aggiornamento 2019, marzo 2020. Disponibile all'indirizzo: <https://www.epicentro.iss.it/epatite/bollettino/Bollettino-n-6-marzo-2020.pdf>; ultima consultazione 29/09/2020.
5. Iaconelli M, Bonanno Ferraro G, Mancini P, *et al.* Nine-year nationwide environmental surveillance of hepatitis E virus in urban wastewaters in Italy (2011-2019). *Int J Environ Res Public Health* 2020;17(6):2059.

6. Di Bartolo I, Ponterio E, Battistone A, Bonomo P, Cicala A, Mercurio P, Triassi M, Pennino F, Fiore L, Ruggeri FM. Identification and genotyping of human sapoviruses collected from sewage water in Naples and Palermo, Italy, in 2011. *Food Env Virol* 2013;5(4):236-40.
7. Mancini P, Bonanno Ferraro G, Iaconelli M, Suffredini E, Valdazo-González B, Della Libera S, Divizia M, La Rosa G. Molecular characterization of human Sapovirus in untreated sewage in Italy by amplicon-based Sanger and next-generation sequencing. *J Appl Microbiol* 2019;126 (1):324-31.
8. Bonanno Ferraro G, Mancini P, Divizia M, Suffredini E, Della Libera S, Iaconelli M, La Rosa G. Occurrence and genetic diversity of human cosavirus in sewage in Italy. *Food Environ Virol* 2018;10(4):386-90.
9. Bonanno Ferraro G, Mancini P, Veneri C, Iaconelli M, Suffredini E, Brandtner D, La Rosa G. Evidence of Saffold virus circulation in Italy provided through environmental surveillance. *Lett Appl Microbiol* 2020 Feb;70(2):102-108. doi: 10.1111/lam.13249.
10. Cantalupo PG, Calgua B, Zhao G, Hundesa A, Wier AD, Katz JP, Grabe M, Hendrix RW, Girones R, Wang DPJ. Raw sewage harbors diverse viral populations. *mBio* 2011;2(5).
11. La Rosa G, Fratini M, Accardi L, D'Oro G, Della Libera S, Muscillo M, Di Bonito P. Mucosal and cutaneous human papillomaviruses detected in raw sewages. *PLoS ONE* 2013;8(1):e52391.
12. Iaconelli M, Petricca S, Della Libera S, Di Bonito P, La Rosa G. First Detection of human papillomaviruses and human polyomaviruses in river waters in Italy. *Food Env Virol* 2015;7(4):309-15.
13. La Rosa G, Della Libera S, Petricca S, Iaconelli M, Briancesco R, Paradiso R, Semproni M, Di Bonito P, Bonadonna L. First detection of papillomaviruses and polyomaviruses in swimming pool waters: unrecognized recreational water-related pathogens? *J Appl Microbiol* 2015;119(6):1683-91.
14. World Health Organization. *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 2: Swimming pools and similar environments*. Geneva: WHO; 2006.
15. Sinclair RG, Jones EL, Gerba CP. Viruses in recreational water-borne disease outbreaks: A review. *J Appl Microbiol* 2009;107:1769-80.
16. Bonadonna L, La Rosa G. A review and update on waterborne viral diseases associated with swimming pools. *Int J Environ Res Public Health*. 2019;16(2):166.
17. Van Heerden J, Ehlers MM, Grabow WO. Detection and risk assessment of adenoviruses in swimming pool water. *J Appl Microbiol* 2005;99:1256-64.
18. Bashiardes S, Koptides D, Pavlidou S, Richter J, Stavrou N, Kourtis C, Papageorgiou GT, Christodoulou CG. Analysis of enterovirus and adenovirus presence in swimming pools in Cyprus from 2007-2008. *Water Sci Technol* 2011;63:2674-84.
19. Marzouk YM, Goyal SM, Gerba C. Relationship of viruses and indicator bacteria in water and wastewater of Israel. *Water Res* 1980;14:1585-90.
20. Wei SH. An adenovirus outbreak associated with a swimming facility. *SM Trop Med J* 2016;1: 1007.
21. Maunula L, Kalso S, Von Bonsdorff, CH, Ponka A. Wading pool water contaminated with both noroviruses and astroviruses as the source of a gastroenteritis outbreak. *Epidemiol Infect* 2004;132: 737-43.
22. Fukumi H, Nishikawa M, Takemura M, Odaka Y. Isolation of adenovirus possessing both the antigens of types 3 and 7. *Jpn J Med Sci Biol* 1961;14:173-81.
23. Kee F, McElroy G, Stewart D, Coyle P, Watson J. A community outbreak of echovirus infection associated with an outdoor swimming pool. *J Public Heal Med* 1994;16:145-8.
24. Kelly S, Sanderson WW. Enteric viruses in wading pools. *Public Heal Rep* 1961;76:199-200.
25. Castilla MT, Sanzo JM, Fuentes S. Molluscum contagiosum in children and its relationship to attendance at swimming-pools: an epidemiological study. *Dermatology* 1995;191(2):165.

26. Braue A, Ross G, Varigos G, Kelly H. Epidemiology and impact of childhood molluscum contagiosum: a case series and critical review of the literature. *Pediatr Dermatol* 2005;22(4):287-94.
27. Niizeki K, Kano O, Kondo Y. An epidemic study of molluscum contagiosum. *Dermatology*. 1984;169(4):197-98.
28. Choong KY, Roberts LJ. Molluscum contagiosum, swimming and bathing: a clinical analysis. *Australas J Dermatol* 1999;40(2):89-92.
29. La Rosa G, Della Libera S, Petricca S, Iaconelli M, Briancesco R, Paradiso R, Semproni M, Di Bonito P, Bonadonna L. First detection of papillomaviruses and polyomaviruses in swimming pool waters: Unrecognized recreational water-related pathogens? *J Appl Microbiol* 2015;119:1683-91.
30. Di Bonito P, Iaconelli M, Gheit T, Tommasino M, Della Libera S, Bonadonna L, La Rosa G. Detection of oncogenic viruses in water environments by a Luminex-based multiplex platform for high throughput screening of infectious agents. *Water Res* 2017;123:549-55.

SICUREZZA DEL CICLO IDRICO INTEGRATO NELL'ERA DEL VIRUS SARS-COV-2

Lucia Bonadonna, Daniela Mattei, Giuseppina La Rosa
Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Introduzione

L'accesso all'acqua e a servizi igienico-sanitari (*Water, Sanitation and Hygiene, WASH*) sicuri, diritto fondamentale dell'uomo, svolge un ruolo essenziale nella protezione della salute umana da malattie infettive, sia per assicurare approvvigionamenti idropotabili nei luoghi di residenza, di lavoro e di cura della popolazione, sia per garantire l'efficacia di fondamentali misure di prevenzione primaria. Sia l'igiene personale e sia quella ambientale sono infatti indispensabili prerogative per contenere le vie di esposizione umana a patologie trasmissibili.

Nello scenario pandemico da SARS-CoV-2 (*Severe Acute Respiratory Syndrome-CoronaVirus-2*), responsabile dei casi di COVID-19 (*Coronavirus Disease 2019*) è quindi quanto mai necessario approfondire lo stato delle conoscenze sulle relazioni e i rischi correlati al virus anche in relazione alla sicurezza del ciclo idrico integrato.

Il nuovo Coronavirus è un virus respiratorio a RNA provvisto di involucro pericapsidico (*envelope*) e i pazienti affetti da COVID-19 presentano sintomi quali febbre, tosse, difficoltà respiratorie; nei casi più gravi, l'infezione può causare polmonite, sindrome respiratoria acuta grave e insufficienza renale.

È noto che l'infezione si trasmette principalmente per diffusione di goccioline (*droplet*, ovvero goccioline di dimensioni $\geq 5 \mu\text{m}$ di diametro) emesse durante gli atti del parlare, tossire e starnutire. Pertanto i contatti diretti personali e con superfici contaminate possono rappresentare importanti vie di trasmissione, ma è necessario considerare anche la possibilità di diffusione attraverso altre modalità. Ad esempio, l'evidenza di altre manifestazioni cliniche, inclusa la diarrea nel 2-10% dei pazienti, come segnalato in pazienti di Wuhan, pone l'interrogativo circa la possibilità di trasmissione per via fecale-orale a seguito del rilascio del virus nelle acque di scarico.

Pur non essendo stati segnalati casi di trasmissione fecale-orale del virus SARS-CoV-2, sono stati trovati, in due studi recenti (1-2) frammenti di RNA virale nelle feci di pazienti e in un altro è stata dimostrata la presenza del virus SARS-CoV-2 in un campione di feci mediante analisi infettivologiche (3).

Già nel 2003, in particolare durante l'epidemia da SARS-CoV (*Severe Acute Respiratory Syndrome Coronavirus*) è stata dimostrata la presenza del virus nelle feci dei pazienti (4) infetti e la sua trasmissione attraverso produzione di *droplet* contaminati provenienti dal sistema fognario che venivano reintrodotti all'interno delle abitazioni attraverso le condotte aerauliche (5).

Il virus SARS-CoV del 2003 è stato anche rilevato nei reflui ospedalieri (sia prima, sia dopo la disinfezione) provenienti da strutture che ospitavano pazienti con SARS, utilizzando tecniche di biologia molecolare (6), mentre non sono stati identificati virus infettivi nei reflui grezzi e trattati.

Analisi di rischio

Presenza e persistenza dei coronavirus nelle matrici idriche

I due gruppi principali di virus con *envelope* che potrebbero risultare rilevanti per il ciclo idrico integrato appartengono alle famiglie Orthomyxoviridae (virus dell'influenza) e Coronaviridae (virus SARS-CoV e MERS-CoV), per i quali ad oggi non vi sono evidenze di trasmissione idrica.

È anche noto che, generalmente, i virus provvisti di *envelope* hanno caratteristiche di sopravvivenza di gran lunga inferiori rispetto ai cosiddetti virus “nudi” (senza *envelope*), più suscettibili ai fattori ambientali (temperatura, luce solare, microbiota autoctono, pH, ecc.).

In particolare, la persistenza dei Coronavirus (CoV) in ambienti idrici è stata valutata sperimentalmente in un numero ridotto di studi, e attualmente non ci sono evidenze di sopravvivenza del SARS-CoV-2 in acque reflue o in altre matrici acquatiche. Inoltre, la maggior parte dei dati disponibili è stata raccolta mediante uso di virus surrogati, ovvero di CoV animali, quali il virus dell'epatite di topo (*Mouse Hepatitis Virus*, MHV), il virus della gastroenterite trasmissibile del maiale (*Transmissible Gastroenteritis Virus*, TGEV) e il CoV felino (*Feline Infectious Peritonitis Virus*, FIPV) (7).

Studi condotti (8-9) sulla persistenza del CoV umano 229E (HCoV 229E) e di CoV surrogati animali in acqua distillata o acqua di rubinetto hanno evidenziato, a temperatura ambiente (23-25°C), capacità di persistenza variabile nei due tipi di acqua, ovvero pari a circa 12 giorni per il virus HCoV 229E in acqua di rubinetto e di 33 giorni per il virus TGEV in acqua distillata. Anche in questo caso, una riduzione della temperatura a 4°C determinava un notevole aumento dei tempi di persistenza del virus.

In entrambi gli studi i CoV mostravano una persistenza inferiore nelle acque reflue, in cui a temperatura ambiente si otteneva una riduzione del 99,9% (pari a 3 log) in un intervallo variabile fra 2,77 giorni (HCoV 229E e FIPV in reflui di trattamento primario e secondario) e 14 giorni (virus MHV e TGEV in liquami pastorizzati).

Due studi di analisi metagenomica virale hanno dimostrato la presenza di CoV umani in fanghi di depurazione trattati destinati all'agricoltura: uno studio del 2011(10) identifica i coronavirus 229E e HKU1 in fanghi trattati negli Stati Uniti, mentre un'altra ricerca (11) riportava la presenza degli stessi CoV in fanghi in entrata e in uscita dai digestori anaerobici. Anche in questi studi non ci sono dati relativi all'infettività dei virus.

Per quanto riguarda il virus SARS-CoV-2 non è stato attualmente rinvenuto in fanghi di depurazione, ma appare evidente che la gestione dei fanghi deve essere gestita con particolare attenzione al fine di limitare la diffusione del virus (12).

Inoltre, nel contesto dell'epidemia di COVID-19 in corso, si segnalano alcuni recenti studi, uno effettuato dal RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven) nelle acque reflue di diversi centri urbani olandesi in cui sono state identificate, mediante la tecnica molecolare RT-PCR, tracce del genoma di SARS-CoV-2 (13) e altri studi condotti in Australia (14), USA (15) e Italia (16).

Altrettanto, non ci sono prove che il virus SARS-CoV-2 possa essere trasmesso attraverso l'immersione in acque di piscine, vasche idromassaggio o spa o parchi giochi acquatici. Il corretto funzionamento degli impianti, la manutenzione e una adeguata disinfezione (es. con cloro e bromo) di piscine e vasche idromassaggio sono in grado di disattivare il virus considerando le concentrazioni di disinfettanti utilizzate a garanzia dei bagnanti (17).

Pertanto, pur in assenza di dati specifici sulla sopravvivenza nelle acque del virus SARS-CoV-2, è possibile affermare che con molta probabilità sia disattivato in tempi significativamente più

rapidi rispetto a virus enterici a tipica trasmissione idrica quali, ad esempio, adenovirus, norovirus, rotavirus e virus dell'epatite A.

È inoltre dimostrato che i coronavirus sono molto sensibili ai disinfettanti, soprattutto agenti ossidanti a base di cloro, utilizzati comunemente per il trattamento di acque reflue, potabili e ad uso ricreativo.

Indicazioni dell'Organizzazione Mondiale della Sanità e Piani di Sicurezza dell'Acqua

Il recente documento dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO) relativo alla gestione dell'acqua e dei servizi igienico-sanitari in riferimento al SARS-CoV-2 (18) evidenzia che non sono necessarie misure di prevenzione e controllo aggiuntive rispetto a quanto già indicato nelle linee guida WHO sulla qualità delle acque potabili (19), su cui si basa la regolamentazione e le pratiche di gestione delle acque potabili adottate in Europa.

A livello nazionale il recepimento della Direttiva europea 98/83/CE e della Direttiva (UE) 2015/1787 (normativa in fase di rifusione), con DL.vo 31/2001 e DM 14/06/2017 ha introdotto criteri avanzati di valutazione e gestione del rischio per le acque destinate al consumo umano secondo il modello *Water Safety Plans (WSPs)/Piani di Sicurezza dell'Acqua (PSA)* della WHO, con un approccio preventivo/proattivo più che retrospettivo.

In questo ambito, i gestori dei servizi idrici sulla base della valutazione del rischio, stanno ampliando da tempo i controlli sull'intera filiera idrica, ricercando anche parametri non previsti dalla normativa come i virus, e hanno già validato, soprattutto in caso di captazioni superficiali, sistemi innovativi di controllo e trattamento che includono anche l'abbattimento di virus oltre che di batteri patogeni e protozoi.

Nelle attuali circostanze di emergenza sanitaria, particolarmente critici da gestire sono anche gli eventi associati ad incrementi dei consumi domestici per via del *lockdown* che, combinati alla deficitaria ricarica di molti acquiferi a causa della straordinaria siccità già in atto, potrebbero determinare restrizioni di approvvigionamento idrico e turnazioni di servizio con impatti anche sanitari nei prossimi mesi.

Sorveglianza ambientale del SARS-CoV-2 in reflui urbani come possibile strumento per il controllo della circolazione del virus nella popolazione

Come riportato nel paragrafo precedente, secondo le attuali conoscenze, in due casi sono state attualmente riscontrate tracce genomiche del virus SARS-CoV-2 in acque reflue. È inoltre noto che l'utilizzo dell'analisi dei reflui come sorveglianza epidemiologica ambientale è già ampiamente utilizzata per rintracciare droghe illecite e ottenere informazioni su salute, malattie e agenti patogeni (20).

Il razionale della sorveglianza ambientale si basa sul principio che i virus vengono escreti dai soggetti infetti in grandi quantità, principalmente con le feci, per periodi più o meno lunghi, e raggiungono gli impianti di trattamento e depurazione attraverso la rete fognaria. Gli impianti di trattamento dei reflui diventano pertanto importanti punti di osservazione della circolazione di virus e di altri patogeni all'interno della popolazione. Il principale vantaggio della sorveglianza ambientale consiste nella possibilità di intercettare i virus che circolano in una determinata

comunità, sia che originino da casi sintomatici che da pazienti con infezioni asintomatiche o subcliniche.

L'utilità della sorveglianza ambientale dei patogeni virali nelle acque reflue urbane è comunque riconosciuta fin dalla seconda metà degli anni '60 quando vennero effettuati i primi studi sulla presenza di enterovirus in acque reflue (21).

Per quanto riguarda i virus, l'attività di sorveglianza ambientale sui reflui urbani è ormai consolidata da diversi anni su diversi gruppi di virus enterici, quali virus dell'epatite A e dell'epatite E (22-23) norovirus (24-25), adenovirus (26) e altri virus potenzialmente associati a gastroenteriti, quali bocavirus, salivirus, saffoldvirus (27-29). La stessa WHO raccomanda che venga eseguita per il poliovirus come supporto alla sorveglianza attiva delle paralisi flaccide acute.

Negli ultimi anni, la sorveglianza è inoltre stata ampliata con successo a virus non tipicamente enterici, quali i papillomavirus e i poliomavirus (30-31).

Con lo stesso rationale è possibile utilizzare i reflui urbani come *early-warning* per la sorveglianza del SARS-COV-2, anche se allo stato attuale delle conoscenze, per quanto riguarda i metodi di indagine, non sono ancora disponibili metodi standardizzati e validati per la ricerca di coronavirus in reflui urbani, a differenza dei metodi disponibili per i virus enterici che possono essere rilevati grazie a metodi standardizzati già utilizzati a livello mondiale (32).

D'altra parte, in un ambito di misure di salvaguardia, risulta importante aumentare le conoscenze al fine di associare, ad attività di sorveglianza attiva nella popolazione, attività di sorveglianza ambientale che possano contribuire a potenziare prevenzione sanitaria e tutela collettiva della salute.

Conclusioni

Sulla base delle conoscenze attuali relativamente alla sicurezza del ciclo idrico integrato nell'era pandemica da SARS-CoV-2, è possibile riportare alcuni elementi conclusivi, da aggiornare comunque sulla base dell'evoluzione dello stato delle conoscenze:

- Le acque di rubinetto sono sicure rispetto ai rischi di trasmissione della COVID-19 e non sussistono motivi di carattere sanitario che debbano indurre i consumatori a ricorrere ad acque imbottigliate o bevande diverse.
- Le attuali pratiche di depurazione sono efficaci nell'abbattimento del virus, dati i tempi di ritenzione e i fenomeni di diluizione che caratterizzano i trattamenti, uniti a condizioni ambientali che pregiudicano la vitalità dei virus; la fase finale di disinfezione consente, inoltre, di ottimizzare le condizioni di rimozione integrale dei virus prima che le acque depurate siano rilasciate in ambiente. In tale contesto, risulta essenziale la sorveglianza delle autorità, per via della possibile esistenza di emissioni e scarichi illegali di reflui da abitazioni e nuclei urbani che, non essendo sottoposti al ciclo di depurazione, confluiscono direttamente nel corpo idrico recettore.
- L'analisi delle acque reflue potrebbe essere utilizzata come sistema di *early warning* come possibile strumento per il controllo della circolazione del virus nella popolazione.
- Allo stato attuale non risultano evidenze di trasmissione della malattia da SARS-CoV-2 a livello di sistemi fognari e trattamento delle acque reflue e non si hanno evidenze di infezione, né per il nuovo coronavirus né per altri coronavirus, nel personale esposto professionalmente a reflui, adottando gli ordinari dispositivi di protezione individuale e le correnti norme di sicurezza sui luoghi di lavoro.

In conclusione, l'analisi di rischio di esposizione a SARS-CoV-2 attraverso l'acqua e i servizi igienici indica che sussistono allo stato attuale elevati livelli di protezione della salute e, più in generale, l'approccio dei PSA adottato a livello nazionale, contribuisce a potenziare la prevenzione sanitaria collettiva nei sistemi idrici rispetto a molteplici fattori di rischio, quali agenti patogeni diversi, fattori di antibiotico-resistenza, sostanze chimiche emergenti.

Tuttavia, il conseguimento degli obiettivi 6 e 3 dell'agenda ONU su acqua e salute richiede l'adozione di ulteriori importanti azioni tra cui una più attiva educazione e pratica di igiene, anche attraverso la dotazione generalizzata di erogatori d'acqua potabile e servizi igienici adeguati nelle scuole, il rafforzamento delle buone pratiche di accesso all'acqua e a servizi igienico-sanitari (WASH) in ospedali e luoghi di cura, una adeguata depurazione nel tempo delle acque reflue nella totalità del territorio nazionale, la resilienza dei sistemi idrici ai cambiamenti climatici, l'accesso all'acqua nei luoghi pubblici.

Ringraziamenti

Si ringrazia Lorenzo Martellone per il supporto tecnico.

Bibliografia

1. Xiao E, Tang M, Zheng Y, Li C, He J, Hong H, *et al.* Evidence for gastrointestinal infection of SARS CoV-2. *Gastroenterology* 2020;S0016-5085(20)30282-1.
2. Holshue ML, DeBolt C, Lindquist S, Lofy KH, Wiesman J, Bruce H, *et al.* for the Washington State 2019-nCoV Case Investigation Team. First case of 2019 novel coronavirus in the United States. *N Engl J Med* 2020;382(10):929-36.
3. Zhang Y, Chen C, Zhu S, *et al.* Isolation of 2019 nCoV from a stool specimen of a laboratory confirmed case of the coronavirus disease 2019 (COVID-19). *China CDC Weekly* 2020;2(8):123-4.
4. Wang XW, Li JS, Guo TK, Zhen B, Kong QX, Yi B, Li Z, Song N, Jin M, Wu XM, Xiao WJ, Zhu XM, Gu CQ, Yin J, Wei W, Yao W, Liu C, Li JF, Ou GR, Wang MN, Fang TY, Wang GJ, Qiu YH, Wu HH, Chao FH, Li JW. Excretion and detection of SARS coronavirus and its nucleic acid from digestive system. *World J Gastroenterol* 2005;11(28):4390-5.
5. McKinney KR, Gong YY, Lewis TG. Environmental transmission of SARS at Amoy Gardens. *J Environ Health* 2006;68(9):26-52.
6. Wang XW, Li J, Guo T, Zhen B, Kong Q, Yi B, *et al.* Concentration and detection of SARS coronavirus in sewage from Xiao Tang Shan Hospital and the 309th Hospital of the Chinese People's Liberation Army. *Water sci technol* 2005;52(8):213-21.
7. Ye Y, Ellenberg R, Graham K, Wigginton K. Survivability, partitioning, and recovery of enveloped viruses in untreated municipal wastewater. *Environ Sci Technol* 2016;50(10):5077-85.
8. Casanova L, Rutala WA, Weber DJ, Sobsey MD. Survival of surrogate coronaviruses in water. *Water Res* 2009;43:1893-8.
9. Gundy P, Gerba C, Pepper IL. Survival of coronaviruses in water and wastewater. *Food Environ Virol* 2009;1:10-4.
10. Bibby K, Viau E, Peccia J. Viral metagenome analysis to guide human pathogen monitoring in environmental samples. *Lett Appl Microbiol* 2011;52:386-92.
11. Bibby K, Peccia J. Identification of viral pathogen diversity in sewage sludge by metagenome analysis. *Environ Sci Technol* 2013;47:1945-51.

12. Gruppo di Lavoro ISS Ambiente e Rifiuti. *Indicazioni ad interim per la gestione dei rifiuti urbani in relazione alla trasmissione dell'infezione da virus SARS-CoV-2. Versione del 31 maggio 2020*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2020. (Rapporto ISS COVID-19, n. 3/2020 Rev. 2).
13. Medema G, Heijnen L, Elsinga G, Italiaander R, Brouwer A. Presence of SARS-Coronavirus-2 in sewage. *medRxiv preprint*. 2020.
14. Ahmed W, Angel N, Edson J, *et al*. First confirmed detection of SARS-CoV-2 in untreated wastewater in Australia: A proof of concept for the wastewater surveillance of COVID-19 in the community. *Sci Total Environ* (2020). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138764>.
15. Wu F, Xiao A, Zhang J, Gu X, Lee WL, Kauffman K, Hanage W, Matus M, Ghaeli N, Endo N, Duvallet C, Moniz K, Erickson T, Chai P, Thompson J, Alm E. SARS-CoV-2 titers in wastewater are higher than expected from clinically confirmed cases. 2020. *medRxiv preprint* doi: <https://doi.org/10.1101/2020.04.05.20051540>.
16. Istituto Superiore di Sanità. Le acque di scarico possono essere un indicatore dei focolai epidemici di Covid-19. Comunicato stampa N° 30/2020 del 22 aprile 2020. Disponibile all'indirizzo: https://www.iss.it/covid-19-primopiano/-/asset_publisher/yX1afjCDBkWH/content/id/5344257; ultima consultazione 29/09/2020.
17. Water and COVID-19 FAQs. *Information about drinking water, recreational water and wastewater*. Atlanta, GA: Centers for Disease Control and Prevention; 2020. Disponibile all'indirizzo: <https://www.cdc.gov/coronavirus/2019-ncov/php/water.html>; ultima consultazione 22/04/2020.
18. WHO. *Water, sanitation, hygiene, and waste management for COVID-19. Interim guidance*. Geneva: World Health Organization; 2020. Disponibile all'indirizzo: <https://www.who.int/publications-detail/water-sanitation-hygiene-and-waste-management-for-covid-19>; ultima consultazione 22/04/2020.
19. WHO. *Guidelines for drinking-water quality, 4th edition, incorporating the 1st addendum*. Geneva: World Health Organization; 2017. Disponibile all'indirizzo: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/; ultima consultazione 22/04/2020.
20. Mao K, Zhang H, Yang Z. Can a paper-based device trace COVID-19 sources with wastewater-based epidemiology? *Environ Sci Technol* 2020;54(7):3733-5.
21. Sinclair RG, Choi CY, Riley MR, Gerba CP. Pathogen surveillance through monitoring of sewer systems. *Adv Appl Microbiol* 2008;65:249-69.
22. Iaconelli M, Bonanno Ferraro G, Mancini P, *et al*. Nine-year nationwide environmental surveillance of hepatitis E virus in urban wastewaters in Italy (2011-2019). *Int J Environ Res Public Health* 2020;17(6):2059.
23. La Rosa G, Libera SD, Iaconelli M, *et al*. Surveillance of hepatitis A virus in urban sewages and comparison with cases notified in the course of an outbreak, Italy 2013. *BMC Infect Dis* 2014;14:419.
24. La Rosa G, Iaconelli M, Pourshaban M, Fratini M, Muscillo M. Molecular detection and genetic diversity of norovirus genogroup IV: a yearlong monitoring of sewage throughout Italy. *Arch Virol* 2010;155(4):589-93.
25. Suffredini E, Iaconelli M, Equestre M, *et al*. Genetic diversity among genogroup ii noroviruses and progressive emergence of GII.17 in wastewaters in Italy (2011-2016) Revealed by Next-Generation and Sanger Sequencing [published correction appears in Food and Environment Virology. 2018 May 4]. *Food Environ Virol* 2018;10(2):141-50.
26. Iaconelli M, Valdazo-González B, Equestre M, *et al*. Molecular characterization of human adenoviruses in urban wastewaters using next generation and Sanger sequencing. *Water Res* 2017;121:240-7.
27. Iaconelli M, Divizia M, Della Libera S, Di Bonito P, La Rosa G. Frequent detection and genetic diversity of human bocavirus in urban sewage samples. *Food Environ Virol* 2016;8(4):289-95.

28. Mancini P, Bonanno Ferraro G, Suffredini E, *et al.* Molecular detection of human salivirus in Italy through monitoring of urban sewages. *Food Environ Virol* 2020;12(1):68-74.
29. Bonanno Ferraro G, Mancini P, Veneri C, *et al.* Evidence of Saffold virus circulation in Italy provided through environmental surveillance. *Lett Appl Microbiol* 2020;70(2):102-8.
30. La Rosa G, Fratini M, Accardi L, *et al.* Mucosal and cutaneous human papillomaviruses detected in raw sewages. *PLoS One* 2013;8(1):e52391.
31. Di Bonito P, Libera SD, Petricca S, *et al.* Frequent and abundant Merkel cell polyomavirus detection in urban wastewaters in Italy. *Food Environ Virol* 2015;7(1):1-6.
32. WHO. *Guidelines for environmental surveillance of poliovirus circulation*. Geneva: World Health Organization; 2003. Disponibile all'indirizzo: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/67854>; ultima consultazione 22/04/2020.

SEZIONE 3
Sicurezza delle reti di distribuzione idro-potabili

CONTAMINAZIONE INTENZIONALE DEI SISTEMI IDRO-POTABILI: ESPERIENZE E SCENARI DI RISCHIO

Renato Drusiani
Utilitalia, Roma

Introduzione: un excursus storico

Il ricorso a sostanze chimiche o biologiche per contaminare l'acqua, come strumento di offesa nei confronti di truppe e/o popolazione civile, percorre gran parte della storia dell'umanità. Questi attacchi che possiamo definire "non convenzionali" vengono citati in uno dei primi trattati greci di "arte militare", si tratta dell'opera *Poliorketika* (Arte degli assedi) di Enea Tattico (IV sec. a.C.). Al contrario i Romani, almeno ufficialmente, condanneranno tale condotta militare in quanto "in violazione delle leggi del cielo e delle usanze dei nostri antenati" (Florus *Rerum Romanorum* Libro I, 35 7). Secoli dopo i Bizantini, in continuità con i loro predecessori Greci riporteranno nel testo di riferimento della loro élite militare, lo *Strategikon*, che "da un generale ci si aspetta che sviluppi piani per sconfiggere il nemico non solo con le armi ma anche [...] rendendo l'acqua imbevibile e avvelenando il cibo".

L'uso esteso, soprattutto di agenti chimici, fa drammaticamente la sua apparizione nel corso della prima guerra mondiale come cloro, iprite e fosgene diretti peraltro a causare morte o inabilità attraverso le vie respiratorie o il contatto cutaneo. L'esperienza devastante della prima guerra mondiale, convinse la comunità internazionale della necessità di prevenire il ricorso a tali armi. Si pervenne così ad una serie di accordi quali il Protocollo di Ginevra firmato nel 1925 contro la guerra chimica. Nel 1949, un successivo Protocollo firmato sempre a Ginevra e relativo alle vittime di guerra, affronta espressamente il tema degli attacchi ai sistemi di alimentazione idrica, siano essi acquedotti o sistemi irrigui, essenziali per la popolazione civile.

Se, sotto un profilo giuridico-formale, accordi largamente sottoscritti dovrebbero impedire il ricorso ad agenti chimici e biologici e quindi anche alla contaminazione delle acque non altrettanto questo può valere per quelle formazioni, come gruppi terroristici o criminali, che sono per lo più alla base dei cosiddetti "conflitti asimmetrici", di rilevanza locale e per lo più motivati da fattori etnico-religiosi.

In ogni caso per questo come per altri fenomeni collegati al terrorismo più o meno organizzato, senza trascurare azioni individuali dovute a folli o esaltati, vi è stata una accresciuta sensibilità a livello mondiale dopo l'attentato alle Torri Gemelle avvenuto a New York l'11 settembre 2001. La situazione di instabilità che direttamente o indirettamente è seguita a questo attentato e che, ancora oggi, investe ampie regioni dell'Asia e dell'Africa ha contribuito a mantenere elevati livelli di attenzione.

Incidenza del fenomeno

Le analisi condotte da istituti internazionali monitorano i fenomeni terroristici (quelli almeno rilevati dalla stampa internazionale) classificandoli nelle diverse modalità di attacco e di livello di esecuzione. Da tali dati si può rilevare che le azioni, intraprese o tentate, riferite all'impiego di agenti chimico-biologici (aventi come target anche l'acqua) sono alquanto rari come mostra la

Figura 1. Spesso poi tali azioni non sono reali in quanto sono il risultato di disinformazione casuale o voluta (le cosiddette *hoaxes*) al solo scopo di scatenare il panico e di ciò occorrerà tenere conto nelle strategie di indagine e poi di comunicazione.

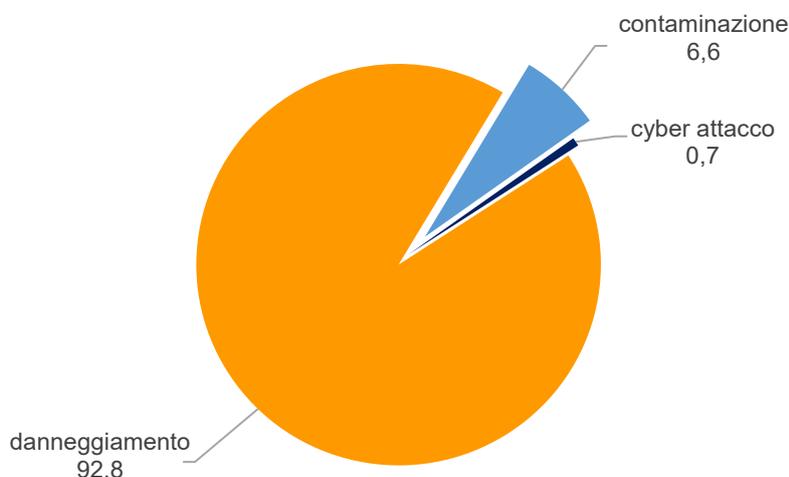


Figura 1. Tipologia minacce terroristiche rilevate a livello mondiale nel periodo 2000-2018

Con riferimento alla realtà europea sono stati riscontrati limitati e circoscritti casi di deliberata contaminazione di acqua. La situazione più critica, dall'ultimo dopoguerra, si è manifestata nel corso dei conflitti balcanici alla fine degli anni '90 del secolo scorso (1), ove per contaminare svariati pozzi si è fatto ricorso a cadaveri umani, carcasse di animali o altro ancora (solventi, nafta, ecc.). Episodi non certo sofisticati ma tuttavia funzionali ad azioni di cosiddetta "pulizia etnica" nell'area considerata.

A parte questa situazione contingente, la limitata incidenza degli attacchi terroristici impieganti agenti chimico-biologici è da collegarsi anche alla minore efficacia a parità di impiego di risorse rispetto alle più "tradizionali" forme di terrorismo (esplosivi, agguati, rapimenti, ecc.) come del resto confermato negli stessi manuali interni³ di organizzazioni terroristiche che prevedono il ricorso ad agenti chimico-biologici ma solo per attacchi individuali mirati.

Come prima ricordato un ruolo particolare è svolto dai finti attacchi chimico-biologici in grado di diffondere un quadro di insicurezza e di panico anch'esso funzionale agli obiettivi delle formazioni terroristiche. Uno dei più celebrati episodi rientranti in questa categoria è avvenuto nel nostro Paese nel 2002 quando le forze di sicurezza fermarono un gruppo di persone sospettate di preparare un attacco con sostanze tossiche all'alimentazione idrica dell'Ambasciata USA nella Capitale.

Anche se poi l'evento si dimostrò del tutto inconsistente⁴ e si concluse col proscioglimento degli arrestati, esso ebbe una significativa rilevanza nei media a livello sia nazionale sia internazionale.

³ È quanto si può ricavare tra il manuale "Military Studies in the Jihad Against the Tyrants" predisposto da Al-Qaeda per addestrare i suoi adepti; una copia di questo è stata rinvenuta dalle forze di sicurezza inglesi in una casa nascondiglio a Manchester (Regno Unito) nel maggio 2002.

⁴ Sulla scorta delle informazioni ANSA del 20 febbraio 2002 l'agente chimico ritrovato (Sali di ferrocianuro per usi orticoli e giardinaggio) presentava una sostanziale inidoneità a provocare danni di

In ogni caso, pur a fronte di un limitato rischio di attacchi (reali o no) le imprese di gestione, che comunque non dispongono della sfera di cristallo, sono chiamate ad esaminare i problemi che si possono via via presentare e adottare poi le più opportune soluzioni per garantire un adeguato livello di sicurezza del servizio, ad ulteriore garanzia e tutela della popolazione servita.

Linee generali per una strategia di intervento

Pur mancando significative esperienze operative di attacchi terroristici a sistemi acquedottistici, va da sé che una serie di criteri generali che possono risultare risultano utili per prevenire questi eventi (ed all'occorrenza mitigarne gli effetti), sono altrettanto utili per fronteggiare altre situazioni di emergenza. Incidenti industriali, disastri ambientali, comportamenti criminali come atti vandalici e trafugamenti, presentano indubbiamente, specie nelle politiche preventive, sensibili analogie con le misure di protezione nei confronti di atti di deliberata contaminazione delle acque.

Per questi motivi è necessario pervenire ad una pianificazione delle diverse fasi, dai criteri di progettazione delle infrastrutture sino ai piani di decontaminazione all'occorrenza attivabili.

Naturalmente una grande attenzione deve essere prestata per le reti che interessano un'ampia popolazione, quelle per le quali l'effetto di un attacco terroristico risulterebbe di più eclatanti dimensioni. Non vanno in ogni caso trascurati sistemi di piccola/media dimensione, in quanto più isolati e meno dotati di adeguate misure preventive/difensive.

Il processo da seguire per impostare lo schema di pianificazione degli interventi è quello che fa riferimento ai principi di *risk management* opportunamente adattati, ricondotti all'interno del *Water Safety Plan* che comprende, come noto, le problematiche derivanti dai restanti fattori di rischio.

In sintesi, una volta definiti gli obiettivi che si intendono perseguire, le fasi da seguire dovrebbero essere: identificazione e quantificazione dei rischi, adozione di misure di riduzione del rischio e quantificazione del rischio residuo, monitoraggio del programma di *risk-management*, ecc.

Un tale processo, condotto anche in stretto collegamento con le autorità locali responsabili della salute e dell'ordine pubblico, dovrebbe consentire di dare risposta ai seguenti punti:

- Misure di prevenzione per impianti e infrastrutture (recinzioni, controllo accessi, ecc.).
- Piani di monitoraggio con misure anti-intrusione e di controllo della qualità dell'acqua.
- Procedure di comunicazione con le autorità civili conseguenti al ricevimento di minacce.
- Procedure di diffusione dell'informazione.
- Alimentazione idriche alternative e (se del caso) di decontaminazione.

In alcuni casi l'adozione delle misure sopraindicate potrebbe comportare significative differenze di comportamento rispetto al passato, come nel caso della opportunità di limitare allo stretto indispensabile l'accesso a informazioni relative alla localizzazione e al funzionamento delle installazioni idriche, a partire dalle stesse informazioni poste sui siti web delle imprese idriche⁵. In altri casi, invece, alcuni interventi (sorveglianze video, serrature rinforzate, impiego di valvole di non ritorno su allacciamenti e punti di campionamento, ecc.) vengono sostanzialmente a coincidere con le misure normalmente impiegate per proteggersi da furti, atti

rilievo considerata la bassa tossicità oltre ad una agevole rilevabilità della sostanza per via della evidente colorazione una volta solubilizzata.

⁵ Con riferimento alla esperienza USA va ricordato che l'ente NIPC (National Infrastructure Protection Center) ha emanato nel dicembre 2001 indicazioni operative riguardanti "Terrorist and Internet: publicity available data should be carefully reviewed".

vandalici, contaminazioni accidentali, ecc. La stessa disinfezione di copertura dell'acqua distribuita può svolgere un importante ruolo sia nel senso di attenuare gli effetti di eventuali contaminazioni, sia nel consentire, grazie ad apposite sonde sulla rete distributiva, di rilevare repentini (e come tali sospetti) mutamenti del livello di cloro-copertura. In sostanza quello che occorre è soprattutto un perfezionamento e rafforzamento delle esistenti misure. Del resto le misure per la prevenzione di atti terroristici devono comunque integrarsi con quelle già previste da parte del gestore per altri eventi accidentali o dolosi.

Una serie di dettagli tecnico-operativi, riguardanti soprattutto le diverse tipologie di agenti chimico-biologici utilizzabili, sono contenuti in un apposito studio messo a punto nel 2005 grazie alla collaborazione fra Federgasacqua (oggi Utilitalia), Istituto Superiore di Sanità e Ministero della Salute, studio per molti versi ancora attuale (2). Lo studio è stato messo a punto dopo l'attentato dell'11 settembre 2001 quando numerosi Paesi, compreso il nostro, si convinsero della necessità di dotarsi di migliori strumenti conoscitivi per affrontare più consapevolmente i rischi da terrorismo.

Bibliografia

1. Organization for Security and Co-operation in Europe. *KOSOVO/ KOSOVA. As seen, As told. An analysis of the human rights findings of the OSCE Kosovo Verification Mission October 1998 to June 1999*. Warsaw, Poland: OSCE, Office for Democratic Institutions and Human Rights (ODHIR); 1999.
2. Ottaviani M, Drusiani R, Lucentini L, Ferretti E, Bonadonna L. *Sicurezza dei sistemi acquedottistici*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2005. (Rapporti ISTISAN 05/4).

SICUREZZA DELL'ACQUA NELLE RETI ACQUEDOTTISTICHE E NELLA DISTRIBUZIONE INTERNA DEGLI EDIFICI: EVENTI PERICOLOSI E PERICOLI MICROBIOLOGICI

Lucia Bonadonna

Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

La manutenzione degli impianti idrici e più in generale la gestione dell'acqua all'interno degli edifici non rientrano nelle responsabilità dell'azienda che fornisce e distribuisce l'acqua potabile. Pertanto, i sistemi idrici negli edifici sono progettati e realizzati in maniera indipendente rispetto alla rete di distribuzione idrica pubblica.

All'interno degli edifici, gli impianti idrici sono ampi e complessi e ripartiti in almeno due sistemi, separati e contrassegnati, in cui si distingue la rete di acqua potabile e quella delle acque reflue. A sua volta, in caso di impianti centralizzati, il sistema di distribuzione dell'acqua potabile può essere suddiviso in due sezioni, una che fornisce acqua calda, l'altra che fa circolare acqua fredda. Gli edifici di grandi dimensioni possono anche avere una rete separata per la fornitura al sistema antincendio.

Spesso nella progettazione di nuovi edifici, o nell'ammodernamento di strutture già esistenti, viene data scarsa attenzione ai problemi sanitari, in particolare a quelli riguardanti la qualità dell'acqua, riservandone invece una maggiore alle caratteristiche estetico – funzionali. Recentemente, nell'edilizia socio-sanitaria di nuova costruzione, anche se vengono tenuti in ampia considerazione gli aspetti legati all'efficienza energetica e alla sostenibilità ambientale, è comunque cresciuta l'attenzione per le caratteristiche strutturali degli impianti idrici, queste ultime fondamentali per garantire una buona qualità dell'acqua e per contenere la ricrescita microbica negli impianti (es. *Legionella*, *Pseudomonas*). Ad esempio, progettazione, e soprattutto riparazioni e ammodernamenti, di impianti idrici negli edifici tengono in minor conto le condizioni di pericolo che possono verificarsi in relazione alla presenza di acqua a flusso lento o stagnante, lunghe tubazioni e rami morti, fattori che favoriscono, insieme alla temperatura, la ricrescita microbica in rete (1).

Nelle strutture ospedaliere (2), in quelle ad uso ricreativo e negli edifici ad uso residenziale i criteri di manutenzione e controllo degli impianti idrici dovrebbero seguire i principi previsti dai Piani di Sicurezza dell'acqua (PSA); ma se negli ospedali programmi di verifica e misure di controllo sono spesso applicati, per gli altri tipi di strutture questo non si verifica.

Gli edifici sono ambienti con caratteristiche che possono creare condizioni di pericolo in funzione di:

- uso della struttura (scuole, ospedali, case di cura, ecc.);
- vulnerabilità degli utenti presenti all'interno (soggetti ospedalizzati, scolari, ecc.) e di forniture idriche supplementari (pozzi e sorgenti);
- trattamenti addizionali dell'acqua al punto di ingresso dell'edificio;
- collegamenti dei sistemi di acqua potabile a impianti che utilizzano acqua (torri di raffreddamento, condensatori evaporativi, caldaie, piscine, lavatrici, lavastoviglie, riuniti dentistici, dispositivi medici e attrezzature industriali).

In realtà, se è noto che le caratteristiche microbiologiche e chimiche dell'acqua a monte del contatore, per le quali è responsabile il gestore idrico, sono generalmente migliori di quelle che si

riscontrano nell'impianto di distribuzione interno (3), è anche vero che nel residenziale la manutenzione viene sottovalutata dai proprietari e i controlli resi complicati per via della difficoltà di accesso all'interno della proprietà privata.

Per gli impianti esistenti manca spesso la conoscenza delle caratteristiche e, in diversi casi (edifici pubblici di grandi dimensioni, impianti sportivi), l'assenza di elaborati descrittivi degli impianti rende più difficile ogni intervento organico. Inoltre, le tubazioni appartenenti alle reti di acqua potabile e reflua spesso non sono distinguibili o contrassegnate in modo chiaro e corretto, con la conseguenza di aumentare la probabilità di creare interconnessioni sbagliate.

Una gestione utile ed efficace dei sistemi idrici richiede invece una conoscenza globale del sistema, che evidenzii potenziali pericoli ed eventi pericolosi per eseguire una corretta valutazione dei rischi (4).

Quando si fa riferimento ai pericoli potenzialmente presenti in impianti idrici di edifici si intende quella serie di condizioni a cui sono associati uno o più elementi capaci di compromettere più o meno gravemente la sicurezza e la qualità dell'acqua distribuita:

- presenza di organismi ambientali nel sistema di distribuzione;
- presenza di agenti patogeni di origine enterica (batteri, virus, protozoi) che derivano da contaminazione fecale e possono introdursi nel sistema in seguito a connessioni crociate, falle nelle tubature e pressione ridotta al loro interno;
- impianti collegati che utilizzano acqua (es. torri raffreddamento);
- prodotti chimici che possono essere presenti nelle acque provenendo da fonti esterne, industriali e agricole. Pericoli di origine chimica possono comunque anche derivare da processi di trattamento, cessioni da materiali, corrosione di tubazioni e raccordi (piombo, cadmio e nichel);
- amplificazione di fenomeni di corrosione dovuta al ristagno dell'acqua.

Di conseguenza, le diverse strutture (residenziali, comunitarie, ecc.) possono presentare condizioni che conducono a una serie di eventi pericolosi. Ad esempio, con le nuove leggi sul risparmio energetico (impianti centralizzati), anche le strutture residenziali potrebbero essere più esposte a pericoli associati alla produzione di biofilm e proliferazione microbica.

Possono avere un ruolo importante nell'accadimento di eventi pericolosi, potenzialmente amplificati sia da grandezza e complessità dell'edificio, carenze nella progettazione, costruzione, funzionamento e manutenzione degli impianti, sia da condizioni che possono derivare da:

- flusso lento a fine rete e ristagno dell'acqua dovuti a cattiva progettazione e presenza di tubature lunghe e bracci morti;
- uso intermittente o lunghi periodi di non-uso dell'impianto (hotel ad occupazione stagionale; scuole durante la chiusura estiva, case di villeggiatura);
- scarso controllo della temperatura con valori elevati nella rete dell'acqua fredda per contiguità al sistema di acqua calda e scarsa coibentazione;
- materiali non idonei utilizzati in idraulica;
- materiali incompatibili con le caratteristiche fisiche e chimiche dell'acqua fornita agli edifici con aumento di corrosione o incrostazioni;
- serbatoi di stoccaggio dell'acqua non protetti che consentono l'accesso a contaminanti esterni;
- interconnessioni con un sistema idrico indipendente: pozzi, sistemi antincendio, reti duali;
- mancanza o inadeguatezza di sistemi per il blocco del reflusso da impianti che utilizzano acqua (torri di raffreddamento, fontane, caldaie, lavastoviglie, lavatrici);
- cattiva gestione degli impianti che utilizzano acqua (torri di raffreddamento, fontane, piscine);

- gestione e manutenzione peggiorate da un sistema di mappatura inadeguato (diagrammi schematici non aggiornati con le modifiche successive) e tubazioni etichettate male (distinzione tra sistemi di acqua potabile/acqua di scarico/rete duale).

Soprattutto i fabbricati di più grandi dimensioni hanno sistemi di distribuzione dell'acqua potabile ampi e complessi. In questa categoria vengono compresi:

- strutture educative (scuole, collegi, ecc.), con lunghi periodi in cui è possibile un ristagno di acqua nella rete, es., durante la chiusura estiva e il fine settimana;
- strutture ricettive e ricreative (hotel, ecc.) possono essere fonte di diffusione di patogeni anche ambientali (es. *Legionella*). La permanenza nei tubi può variare notevolmente a seconda della stagione e edifici, parti o piani di edifici possono rimanere chiusi in determinati periodi;
- condomini con abitazioni che non favoriscono l'accesso all'interno della proprietà privata;
- edifici pubblici in cui mancano elaborati descrittivi degli impianti;
- centri commerciali, fontane decorative, negozi per il giardinaggio, negozi ortofrutticoli con nebulizzazione dell'acqua;
- fabbriche, industrie e centri di produzione, con serbatoi di stoccaggio e sistemi di distribuzione in cui circola acqua utilizzata per il raffreddamento.

In strutture come gli ospedali, oltre alle diverse criticità già sopra elencate che favoriscono modifiche della qualità dell'acqua, diventa importante la particolare vulnerabilità di coloro che vi soggiornano. Pertanto, per mantenere una buona qualità dell'acqua, generalmente vengono eseguiti trattamenti aggiuntivi all'acqua al punto di ingresso e lungo la rete all'interno dell'edificio. Condizioni specifiche di pericolo in queste strutture riguardano, in particolare, la presenza di:

- impianti idrici estesi;
- flussi intermittenti e ristagni nell'impianto idrico per irregolare presenza di degenti nei reparti;
- sistema di distribuzione dell'acqua calda mantenuto a temperature non molto alte o con valvole di miscelazione termostatica installate prima del rubinetto per ridurre il rischio di ustioni ($41\div 45^{\circ}\text{C}$);
- posizionamento/funzionamento non corretto delle valvole di miscelazione termostatica per la temperatura. Questi dispositivi possono essere troppo lontani dai punti d'uso, con conseguenti lunghi tratti di tubazioni contenenti acqua calda. In questi casi, l'impianto di acqua calda o le tubature a valle delle valvole possono creare siti per la crescita di patogeni ambientali.

In questi casi, anche gli impianti di acqua fredda possono presentare criticità dovute a:

- vicinanza/scarsa coibentazione dei tubi dell'acqua calda;
- scarso controllo della temperatura nell'impianto;
- incrostazioni e corrosione delle superfici interne delle tubazioni; superfici più rugose, inoltre, promuovono più rapidamente sviluppo di biofilm e corrosione dei materiali;
- particolato sospeso che, utilizzato come nutriente, favorisce la crescita microbica e che depositandosi sostiene il biofilm;
- materiali idraulici non appropriati;
- scarsa manutenzione e uso intermittente di dispositivi al punto d'uso.

Gli impianti idrici collegati a una rete di distribuzione dell'acqua rappresentano sistemi di fine rete. In quanto tali, essi possono costituire un habitat favorevole alla crescita microbica e alla formazione di biofilm sulle superfici e in corrispondenza di valvole, rompigitto, ecc.

Il biofilm è definito come una comunità strutturata e funzionalmente coordinata di cellule procariotiche ed eucariotiche in cui sono intrappolati batteri, alghe, protozoi, funghi, virus e

componenti organiche e inorganiche in una matrice polimerica (EsoPoliSaccaridi, EPS) altamente idratata che incorpora grandi quantità di acqua per mezzo di legami H (5).

Diversi e numerosi sono i microrganismi che possono fare parte del biofilm: batteri indicatori, ambientali, patogeni, come anche batteri responsabili della corrosione, quali batteri solfatoriduttori, solfossidanti, ferroriducanti, ecc.

Il biofilm, generalmente di spessore tra 50 e 100 μm fino a qualche mm, non è composto-specifico ed è quindi associato a ioni metallo, cationi bivalenti e proteine, acidi nucleici extracellulari, composti amfilici, glico- e peptido lipidi. Eccesso di C e limitazione di N, P, K, promuovono la sintesi di EPS da parte dei microrganismi.

La sua formazione è un processo complesso e dinamico che avviene in 4 fasi principali che si susseguono:

- ancoraggio reversibile delle singole cellule alle superfici tramite organelli e proteine extracellulari (flagelli, pili, fimbriae, proteine di membrana);
- adesione con legami irreversibili alle superfici; inoltre, tramite un sistema di regolazione trascrizionale dipendente dalla densità cellulare, il Quorum Sensing, si instaura una comunicazione chimica tra le cellule presenti che stimola/limita la moltiplicazione cellulare e quindi la formazione della pellicola di biofilm;
- sviluppo di microcolonie all'interno della pellicola;
- maturazione della struttura e distacco.

Diventano fondamentali, in questo caso, diverse variabili che rappresentano i fattori coinvolti nello sviluppo del biofilm:

- tipo di substrato;
- idrodinamica del sistema;
- caratteristiche del mezzo acquoso;
- struttura cellulare dei microrganismi presenti (fimbrie, pili, produzione di polimeri e capsule per aggregazione).

Tutto il sistema, dalla formazione al distacco, è un processo altamente controllato, regolato a livello genetico e da segnali ambientali che comprendono cambiamenti nelle concentrazioni di nutrienti, livelli di ossigeno e temperatura, fonti di carbonio e sollecitazioni predatorie.

Conclusioni

Le strategie di controllo dei microrganismi, soprattutto dei patogeni, all'interno di strutture residenziali, ricreative e sanitarie dovrebbero impedire lo sviluppo di condizioni che possono favorire la crescita microbica; progettazione e costruzione adeguate offrono la prima opportunità di applicare misure di controllo per azioni preventive e di riduzione dei pericoli.

Pertanto, è importante considerare la necessità che gli impianti siano progettati e gestiti per ottimizzare la circolazione e i flussi (evitando ristagni, flussi lenti, tubature lunghe e rami morti, rallentata distribuzione del flusso tra le diramazioni, ecc.).

Sicuramente la gestione del parametro temperatura dell'acqua è tra le misure di controllo più importanti, utile per limitare lo sviluppo di biofilm e la moltiplicazione microbica. In questo ambito, la temperatura dell'acqua deve essere mantenuta sotto i 20°C negli impianti dell'acqua fredda e sopra i 60°C in quelli dell'acqua calda. Le condutture dell'acqua calda devono essere isolate, mentre quelle dell'acqua fredda devono essere protette da fonti di calore esterno. Idealmente, l'acqua calda deve essere conservata al di sopra dei 60°C e distribuita ad una temperatura superiore a 60°C. Tuttavia, è anche necessario che negli impianti dell'acqua calda sia applicata una riduzione della temperatura, tramite miscelatori termostatici. Questi dovrebbero

essere posizionati il più vicino possibile al punto d'uso per ridurre temperature elevate che potrebbero essere causa di ustioni.

È stato osservato che alcune difformità caratterizzano normative e norme in tema di temperatura negli impianti di acqua calda. Secondo il DPR n. 412 del 26 agosto 1993 gli impianti termici centralizzati di tipo abitativo di nuova installazione e quelli sottoposti a ristrutturazione devono essere progettati e gestiti in modo che la temperatura dell'acqua, misurata nel punto di immissione della rete di distribuzione, non superi i 48°C con +5°C di tolleranza. Tecnicamente e scientificamente diverso è quanto riportano le recenti linee guida per la prevenzione della legionellosi che sono ad oggi il principale testo italiano in materia di *Legionella* (6). In questo caso, le indicazioni relative alla gestione della temperatura dell'acqua fanno riferimento a un intervallo ristretto di temperatura che deve essere mantenuta al di fuori dei 20-50°C per limitare le condizioni favorevoli allo sviluppo di biofilm che interessa la presenza di *Legionella*, ma anche di tutti quei patogeni e opportunisti ambientali che possono ritrovarsi nelle acque in rete. Scientificamente più valide sono le indicazioni fornite dalle norme tecniche di progettazione che raccomandano il mantenimento della temperatura dell'acqua calda a livelli superiori a 60°C in tutta la rete di distribuzione per limitare la proliferazione microbica.

Queste differenze portano ad un conflitto tra normativa, linee guida e norme tecniche e complicano la progettazione e la gestione degli impianti che dovrebbero essere volti alla prevenzione e alla tutela igienico-sanitaria, soprattutto in quelle strutture, quali quelle sanitarie, dove l'esposizione ad acqua contaminata può rappresentare un rischio reale per la salute.

Pertanto, a tutela della salute e a garanzia del buon funzionamento degli impianti di distribuzione dell'acqua, controllo e rimozione dei biofilm dalle reti idriche diventano misure fondamentali soprattutto in quegli ambienti a rischio dove l'aerosolizzazione di acqua del rubinetto contenente microrganismi di limitata rilevanza sanitaria per soggetti sani, può invece rappresentare un rischio per la salute per individui con ridotte difese immunitarie.

Bibliografia

1. World Health Organization. *Water safety in buildings*. Geneva: WHO; 2011.
2. Anaissie EJ, Penzak SR, Dignani C. The hospital water supply as a source of nosocomial infections: a plea for action. *Arch Intern Med* 2002;162:1483-92.
3. Briancesco R, Semproni M, Della Libera S, Sdanganelli N, Bonadonna L. Non-tuberculous mycobacteria and microbial populations in drinking water distribution systems. *Ann Ist Super Sanità* 2010;46:254-58.
4. World Health Organization. *Health aspect of plumbing*. Geneva: WHO; 2006.
5. Bonadonna L, Memoli G, Chiaretti G. *Formazione di biofilm su materiali a contatto con acqua: aspetti sanitari e tecnologici*. Rapporti ISTISAN 08/19. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2008.
6. Ministero della Salute. *Linee guida per la prevenzione ed il controllo della legionellosi*. Roma: Ministero della Salute; 2015.

ANALISI DEL RISCHIO NELLE RETI DI DISTRIBUZIONE E NELLE STRUTTURE SANITARIE: L'ESPERIENZA DELL'AZIENDA OSPEDALIERO-UNIVERSITARIA PISANA

Beatrice Casini

Dipartimento di Ricerca Traslazionale, Nuove Tecnologie in Medicina e Chirurgia, Università di Pisa, Pisa

L'acqua erogata nelle strutture sanitarie può rappresentare un importante veicolo di microrganismi responsabili di infezioni correlate alle pratiche assistenziali (1), sebbene sia opinione condivisa che questo nesso di casualità sia sottostimato e non sempre sotto controllo (2). In ambiente sanitario sono molteplici le tipologie di acque erogate e l'aumento della suscettibilità dei pazienti, spesso sottoposti a pratiche assistenziali invasive, richiede la messa in atto di strategie di controllo di tale rischio. Contrastare l'infezione nosocomiale da *Legionella* spp. emerge in tale ambito in modo paradigmatico, in quanto le misure intraprese nei confronti di questo patogeno possono essere considerate a tutti gli effetti efficaci anche per altri *waterborne microorganism* (3). Le strutture sanitarie hanno una particolare responsabilità nella prevenzione della legionellosi dal momento che la proporzione di casi che assumono un esito fatale è molto più elevata rispetto a quella relativa alle infezioni acquisite in comunità (4); si comprende pertanto come l'impostazione di una corretta strategia di controllo del rischio idrico in ambiente ospedaliero sia essenziale nella gestione della salute pubblica.

In questo lavoro saranno discussi i risultati emersi dall'applicazione di un piano di gestione del rischio idrico nell'Azienda Ospedaliera-Universitaria Pisana, struttura sanitaria suddivisa in due presidi ospedalieri costituiti da più corpi di fabbrica, con 1140 posti letto. In seguito all'osservazione, nel febbraio 2002, di 2 casi clinici di legionellosi e alla colonizzazione degli impianti idrici di alcuni reparti da parte di *Legionella pneumophila* e *Pseudomonas aeruginosa*, in particolare di quelli ospitanti soggetti a rischio aumentato, è stata impostata una strategia di controllo che ha previsto il coinvolgimento di tutte le competenze interessate e la creazione di un gruppo di lavoro multidisciplinare. Il gruppo di lavoro, oltre alla sorveglianza epidemiologica delle infezioni di origine idrica, è stato incaricato di effettuare semestralmente la valutazione del rischio (e ogni volta che ci siano delle modifiche all'impianto), attraverso l'analisi delle caratteristiche degli impianti e dell'acqua erogata, dello storico antecedente della struttura, della tipologia di paziente esposto e delle pratiche assistenziali che aumentano il rischio, oltre alle capacità organizzative e gestionali dell'Azienda.

A seconda dei livelli di contaminazione della rete idrica, rilevati con frequenza mensile in ogni area assistenziale, sono stati impostati i sistemi di controllo e la manutenzione programmata della rete di distribuzione dell'acqua e degli impianti di trattamento, andando a prevedere azioni di implementazione e verifica dell'efficacia delle azioni correttive messe in atto. Il gruppo si occupa dell'attivazione dei piani di emergenza e della comunicazione e formazione degli operatori.

Una disinfezione in continuo dell'acqua calda sanitaria è iniziata a partire da aprile 2003, con un dosaggio di biossido di cloro pari a 0,2-0,5 ppm di cloro libero residuo ai punti d'uso; una linea di ritorno dell'acqua calda è stata creata per raggiungere un adeguato controllo della temperatura e della concentrazione di disinfettante. La concentrazione residua del disinfettante è stata mantenuta a valori considerati adeguati per le condizioni di alto rischio, come la realtà sanitaria (5-6). La rilevazione dei potenziali red-ox nell'acqua e il controllo tramite telemetria

hanno permesso la verifica in tempo reale dei valori di disinfettante, risultati correlati ai livelli di contaminazione microbiologica della rete idrica. Inizialmente questo provvedimento ha riguardato solo i reparti giudicati a maggior rischio, negli anni successivi l'area di applicazione si è estesa fino a coprire i reparti collocati nella quasi totalità degli edifici.

Dall'inizio della clorazione con biossido di cloro (aprile 2003), la percentuale dei siti positivi e delle cariche medie di *Legionella* spp. sono progressivamente diminuiti, fino al terzo anno di monitoraggio durante il quale si è verificato un evento accidentale che ha causato il crollo della volta di un pozzo della rete acquedottistica e un progressivo aumento della colonizzazione microbica. È stato deciso, pertanto, di avvalersi di un approccio integrato di disinfezione e filtrazione al punto d'uso nei reparti che ospitano pazienti ad alto rischio (centro trapianti, ematologia, oncologia, unità di terapia intensiva). L'adozione di filtri con porosità di membrana di 0,2 µm ha interessato nelle prime settimane il presidio in modo estensivo, per poi essere mantenuta solo nei reparti a rischio molto elevato una volta completate le procedure di pulizia e disinfezione della rete. La strategia integrata di disinfezione-filtrazione adottata sin dal 2007 ha consentito di ridurre significativamente sia le cariche batteriche medie che la percentuale di siti positivi (7).

La genotipizzazione degli isolati ha rilevato la persistenza di due principali cloni (SBT 269 e SBT 657) caratterizzati da una maggiore tolleranza al cloro, associata ad una regolazione positiva dell'espressione dei geni della virulenza della regione *lvh*, del gene *mip* e della regione *rtxA* (8-9), come riportato da altri autori (10-11).

A seguito di questi risultati, a partire da novembre 2010 nel nuovo edificio del Dipartimento di Emergenza Accettazione (DEA), il piano di sicurezza dell'acqua è stato implementato con l'introduzione di una disinfezione sperimentale, che ha previsto il dosaggio di 2 mg/L di monoclorammina nei siti distali del circuito dell'acqua calda sanitaria (12). Nell'arco dei 25 mesi successivi nessun campione è risultato positivo, ma il genotipo ST269 è stato isolato in due casi a seguito di un blocco del generatore. Il suo successivo ripristino ha nuovamente riportato la situazione alla normalità e *Legionella* spp. non è stata rilevata neppure nel biofilm (7).

Il mancato riscontro della presenza di *Legionella* nei campioni di acqua analizzati e la ricomparsa dello stesso genotipo a seguito del blocco del generatore è stata indagata attraverso la ricerca di forme vitali ma non coltivabili (*Viable But Not Culturable*, VBNC) (13), che sono state rilevate nel 18% (4/22) dei campioni analizzati dove la concentrazione della monoclorammina era inferiore a 1,5 mg/L (14). La presenza di cellule VBNC di *Legionella* è stata confermata anche tramite *real-time Polymerase Chain Reaction* (real-time PCR) con l'utilizzo di ethidiummonoazide e propidiummonoazide (15) e analisi dell'Adenosine triphosphate (ATP) in bioluminescenza, dopo separazione immunomagnetica (16).

Altri Autori hanno confermato l'efficacia della monoclorammina (17-18) dimostrando che questo disinfettante non ha alcun effetto significativo sull'incremento della colonizzazione da parte di altri *waterborne pathogen*. Nel nostro studio, un aumento dei siti positivi e delle cariche microbiche medie dei micobatteri non tubercolari (*NonTuberculous Mycobacteria*, NTM) – da 19 ± 20 UFC/L (Unità Formanti Colonie per litro) a $1,4 \times 10^3 \pm 2,6 \times 10^3$ UFC/L – sono stati osservati dopo l'inizio del trattamento. In totale sono stati analizzati 68 campioni di acqua, 29 dei quali sono risultati positivi (43%). La specie predominante, identificata mediante l'analisi del profilo di restrizione e sequenziamento del gene *hsp65*, è risultata essere *Mycobacterium gordonae* (86% dei campioni), seguita da *Mycobacterium mucogenicum* (7% dei campioni) (7). A seguito dell'aumento del dosaggio del disinfettante a 3 mg/L non è stata rilevata in coltura la crescita dei NTM in 35 campioni di acqua e in 29 campioni di biofilm analizzati.

La strategia proattiva di gestione del rischio idrico messa in atto nell'Azienda Ospedaliero-Universitaria Pisana, che si è avvalsa anche di metodiche alternative di sorveglianza ambientale in grado di aggiungere elementi nuovi alla valutazione e gestione dei rischi, è risultata efficace

nel prevenire ulteriori casi di legionellosi nosocomiale oltre a determinare una riduzione della frequenza delle infezioni idriche di diversa eziologia.

La gestione del rischio idrico nelle strutture sanitarie deve prevedere la realizzazione di un piano organizzativo e attuativo in grado di integrare in maniera attiva le diverse professionalità coinvolte, garantendo un approccio multidisciplinare alla complessità del sistema pur all'interno di una visione unitaria. Il *Water Safety Plan* deve essere uno strumento flessibile, da implementare costantemente attraverso una corretta sorveglianza e gestione dei rischi. Nessun metodo di disinfezione è completamente sicuro e privo di effetti indesiderati, pertanto è opportuno che ciascun metodo sia validato all'interno del proprio setting assistenziale, perché differenti tipologie di acqua potabile, materiali di costruzione delle reti idriche e soluzioni impiantistiche possono condizionarne l'efficacia. Solamente un approccio basato sull'evidenza consente di comprendere chiaramente l'efficacia delle misure di controllo messe in atto.

Bibliografia

1. Exner M, Kramer A, Lajoie L, *et al.* Prevention and control of health care-associated waterborne infections in health care facilities. *Am J Infect Control* 2005;33(5 Suppl 1):S26-40.
2. Anassie EJ, Penzak SR, Dignani MC. The hospital water supply as a source of nosocomial infections. *Arch Intern Med* 2002;162:1483-92.
3. Freije MR. Formulating a risk reduction strategy for waterborne pathogens in hospital water systems. *Am J Infect Control* 2005;33(5 Suppl 1):S50-3.
4. European Centre for Disease Prevention and Control. Legionnaires' disease. In: ECDC. *Annual epidemiological report for 2017*. Stockholm: ECDC; 2019.
5. World Health Organization. *Guidelines for drinking-water quality, 4th edition*. Geneva: WHO; 2011.
6. Clark RM, Hurst CJ, Regli S. Costs and benefits of pathogen control in drinking-water. In: Craun GF (Ed.). *Safety of water disinfection: balancing chemical and microbial risks*. Washington, DC: ILSI Press; 1993. p. 181-198.
7. Casini B, Buzzigoli A, Cristina ML, *et al.* Long-term effects of hospital water network disinfection on Legionella and other waterborne bacteria in an Italian university hospital. *Infect Control Hosp Epidemiol* 2014;35 (3):293-9.
8. Casini B, Valentini P, Baggiani A, *et al.* Molecular epidemiology of Legionella pneumophila serogroup 1 isolates following long – term chlorine dioxide treatment in a university hospital water system. *J Hosp Infect* 2008;69:141-7.
9. Casini B, Valentini P, Heras V, *et al.* Chlorine regulation of virulence genes expression in environmental Legionella pneumophila isolates. Legionella 2009 Conference. Paris, 13-17 October 2009.
10. Cooper IR, Hanlon, GW. Resistance of Legionella pneumophila serotype 1 biofilms to chlorine-based disinfection. *J Hosp Infect* 2010;74:152-9.
11. Bodet C, Sahr T, Dupuy M, Buchrieser C, Héchar Y. Legionella pneumophila transcriptional response to chlorine treatment. *Water Res* 2012;46:808-16.
12. World Health Organization. *Monochloramine in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality*. Geneva: WHO; 2004. (WHO/SDE/WSH/03.04/83).
13. Alleron L, Merlet N, Lacombe C, Frère J. Long-term survival of Legionella pneumophila in the viable but nonculturable state after monochloramine treatment. *Curr Microbiol* 2008;57:497-502.

14. Chang B, Sugiyama K, Taguri T, Amemura-Maekawa J, Kura F, Watanabe H. Specific detection of viable *Legionella* cells by combined use of photoactivated ethidium monoazide and PCR/real-time PCR. *Appl Environ Microbiol* 2009;75:147-153.
15. Casini B, Baggiani A, Totaro M, *et al.* Detection of viable but nonculturable *Legionella* in hospital water network following monochloramine disinfection. *J Hosp Infect* 2018; 98: 46-52.
16. Buzzigoli A, Casini B, Valentini P, *et al.* Rapid and selective detection of *Legionella* species in water samples with immunomagnetic separation and ATP bioluminescence analysis. In: 25th Meeting of the European Working Group for *Legionella* Infections EWGLI Copenhagen, 2010, p. 76.
17. Marchesi I, Bargellini A, Cencetti S, *et al.* Control of *Legionella* contamination in a hospital water distribution system by monochloramine. *Am J Infect Control* 2012; 40: 279-81.
18. Mancini B, Scurti M, Dormi A, *et al.* Effect of monochloramine treatment on colonization of a hospital water distribution system by *Legionella* spp.: a 1 year experience study. *Environ Sci Technol* 2015;49:4551-8.

ANALISI DEL RISCHIO NELLE RETI DI DISTRIBUZIONE E NELLE STRUTTURE SANITARIE. ESPERIENZE A CONFRONTO: LA LIGURIA

Maria Luisa Cristina, Anna Maria Spagnolo, Marina Sartini
Dipartimento di Scienze della Salute, Università degli Studi di Genova, Genova

Il sistema di distribuzione dell'acqua ospedaliera è considerato tra le maggiori fonti di infezioni nosocomiali da patogeni opportunisti (Sheffer *et al.*, 2005), poiché esso può costituire una riserva di microrganismi quali *P. aeruginosa*, *L. pneumophila*, *S. maltophilia*, *B. cepacia*, *Acinetobacter* spp, miceti, ecc. (Merlani & Francioli, 2003; Reuter *et al.*, 2002; Anaissie *et al.*, 2002; Stout & Yu, 2003; Spagnolo *et al.*, 2013; Spagnolo *et al.*, 2016; NHMRC 2019).

Le caratteristiche che accomunano la maggior parte di questi microrganismi sono la capacità di replicazione nell'ambiente idrico, la temperatura di sviluppo ottimale compresa tra 25°C e 45°C, la capacità di sopravvivere all'interno di organismi quali protozoi (amebe) in grado di proteggerli dall'azione dei più comuni disinfettanti, la forte associazione con il biofilm. Quest'ultimo è una comunità complessa e strutturata di microrganismi rivestiti e adesi alla superficie della rete idrica mediante una matrice di composti esopolimerici (EPS) altamente idratati, costituiti da polisaccaridi e proteine associate o meno a ioni metallo, cationi bivalenti e altre macromolecole.

Ricco di nutrienti e con effetto protettivo sui microrganismi nei confronti dei disinfettanti utilizzati durante la potabilizzazione, il biofilm costituisce anche un sito potenziale per il trasferimento dei caratteri di virulenza e resistenza agli antibiotici.

I pazienti sono soggetti potenzialmente suscettibili a infezioni sostenute da microrganismi opportunisti idrodiffusi a causa della compromissione delle difese immunitarie generata da una grave patologia di base oppure dalla somministrazione di terapie immunosoppressive.

Gli effetti sanitari variano da colonizzazioni dell'apparato respiratorio e delle vie urinarie a batteriemie e infezioni disseminate (Blanc *et al.*, 2004; Mineshita *et al.*, 2005; Cristina *et al.*, 2013): la mortalità in questi pazienti risulta particolarmente elevata, arrivando, nelle infezioni da *Legionella* spp., fino al 40% (Benin *et al.*, 2002).

La trasmissione al paziente degli opportunisti idrodiffusi può avvenire direttamente attraverso inalazione dell'acqua sotto forma di aerosol, contatto diretto cute/mucosa e ingestione, o indirettamente attraverso il contatto con superfici, dispositivi medicali, mani del personale sanitario e tra paziente e paziente (Exner *et al.*, 2005).

Di estrema importanza risulta essere pertanto la valutazione della qualità dell'acqua ospedaliera, estesa alle varie tipologie di acque (acqua utilizzata negli "ambienti di cura standard", acqua per uso alimentare, acqua impiegata nei reparti critici, acque per usi particolari, ecc.).

A livello nazionale, nonostante la rilevanza sanitaria della tematica in ambito nosocomiale, non esiste una normativa di riferimento specifica relativa alla qualità dell'acqua ospedaliera nel suo complesso. Recentemente sono state emanate le Linee guida per la prevenzione e il controllo della legionellosi (Ministero della Salute, 2015), che trattano la valutazione e gestione del rischio anche nelle strutture sanitarie.

A livello internazionale nel 2011, l'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO, 2011) ha pubblicato le linee guida per la qualità delle acque destinate al consumo umano, compreso le acque ospedaliere. Le linee guida raccomandano l'adozione di un *Water Safety Plan* (WSP) (WHO, 2009) per la gestione del rischio idrico. Gli obiettivi del piano sono l'attuazione di una

sorveglianza attiva delle infezioni idrodiffuse, la prevenzione della contaminazione durante lo stoccaggio e la distribuzione idrica, il monitoraggio della qualità delle acque campionate nei punti più significativi dell'impianto e l'adozione di procedure per il risanamento e la manutenzione dello stesso.

Il controllo della qualità dell'acqua sanitaria, secondo le indicazioni internazionali (CDC, 2003; Ministère de la Santé et des Solidarités, 2005), dovrebbe basarsi sul metodo HACCP (*Hazard Analysis Critical Control Point*) allo scopo di identificare, nelle varie strutture ospedaliere e tipologie di reparti, i punti critici e la tipologia di campionamento e di analisi da svolgere.

Il Laboratorio di Igiene ospedaliera e ambientale del Dipartimento di Scienze della Salute (Università degli Studi di Genova) effettua da almeno quindici anni i controlli dell'acqua nosocomiale di trenta strutture, analizzando *Legionella* spp secondo le Linee Guida vigenti e i parametri microbiologici e chimici secondo il DL.vo 31/2001 sulla qualità delle acque destinate al consumo umano.

Le strutture ospedaliere monitorate sono caratterizzate da profonde differenze dal punto di vista costruttivo (a padiglioni, a monoblocco, ecc.), dell'epoca di realizzazione (dal 1888 agli anni 2000), della tipologia impiantistica e di disinfezione dell'acqua (ipocloriti, biossido di cloro, ecc.), del numero di posti letto, delle specialità di cura, della complessità e così via.

Valutazione del rischio idrico

Le recenti linee guida per la prevenzione e il controllo della Legionellosi approvate in Conferenza Stato-Regioni (2015), hanno esplicitato i fattori da considerare nella valutazione del rischio nelle strutture sanitarie quali le tipologie di pazienti assistiti, le pratiche sanitarie che aumentano il rischio e lo storico antecedente della struttura.

La fase analitica è stata preceduta da una fase di "valutazione del rischio idrico" connesso con l'acqua ospedaliera, secondo un approccio globale che ha tenuto conto delle caratteristiche dei pazienti, degli impianti idrici, delle varie tipologie di acqua ospedaliera e delle relative modalità di utilizzo.

Preliminarmente a questa fase è stato costituito per ogni struttura sanitaria, un gruppo di lavoro multidisciplinare, formato da componenti delle Direzioni Sanitarie, dell'ufficio tecnico e dai responsabili degli impianti idrici, con il quale sono stati effettuati numerosi incontri finalizzati a:

- stabilire un piano di sorveglianza della rete idrica basato sulle caratteristiche dell'impianto idrico anche in funzione delle planimetrie.
- creare un registro di controllo e sottoporlo a verifica periodica.
- effettuare una valutazione delle attività e dei risultati ottenuti.
- predisporre un piano di azioni correttive in caso di "non conformità".

La metodologia di studio applicata si è basata sull'HACCP creando per ogni struttura sanitaria una check-list specifica, che ha consentito di identificare, nelle varie reti idriche e su entrambi i circuiti (acqua calda e fredda), i punti critici di controllo, la tipologia di campionamento e le analisi chimiche, fisiche e microbiologiche da effettuare.

Nella elaborazione della check-list di controllo sono state inoltre prese in considerazione le diverse possibili modalità di contaminazione del circuito idrico, le dimensioni della struttura, la destinazione d'uso degli ambienti sanitari, la frequenza di utilizzo dei punti d'uso, la tipologia di pazienti e la modalità di utilizzo dell'acqua, la quale può condizionare la trasmissione di particolari microrganismi, nelle pratiche sanitarie.

Per quanto riguarda le caratteristiche impiantistiche sono state valutate: la struttura della rete idrica (materiali utilizzati, presenza di bracci morti, ecc.), le situazioni di ristagno dell'acqua, le

caratteristiche distributive dell'impianto idrico, gli interventi manutentivi, nonché l'eventuale presenza di sistemi aggiuntivi di disinfezione dell'acqua. Il sistema di valutazione del rischio, condotto anche mediante la compilazione dell'Allegato 12 delle Linee Guida per la Prevenzione e controllo della legionellosi, è stato condiviso con i vari gruppi di lavoro multidisciplinari delle strutture della Regione Liguria ed è stato quindi applicato alle diverse realtà.

Sono stati così individuati vari punti critici tra cui: cisterne e serbatoi, boiler, addolcitori, i punti di utilizzo idrico più distali della rete, ritorno dell'acqua calda, punti di erogazione utilizzati raramente, almeno un punto per piano, tisanerie, reparti critici (Unità di terapia intensiva, rianimazione, blocco operatorio, neonatologie, ecc.); inoltre sono sempre state valutate le caratteristiche microbiologiche e chimiche dell'acqua in entrata nell'ospedale, al fine di verificarne la qualità complessiva in ingresso.

L'applicazione della check-list di controllo ha consentito di evidenziare alcune non conformità in riferimento all'acqua di alcuni addolcitori (valori medi di carica batterica a 22°C e 37°C rispettivamente pari a 2.500 UFC (Unità Formanti Colonie) /mL e 1.200 UFC/mL e di *P. aeruginosa* pari a 31 UFC/100 mL) e ad alcuni serbatoi a tetto (valori medi di *P. aeruginosa* pari a 36 UFC/100 mL). I risultati microbiologici hanno inoltre evidenziato criticità correlate in parte ad una contaminazione dei rompigetto, per i quali non era presente una procedura di manutenzione/sostituzione (Cristina *et al.*, 2014), in parte ad una inefficace disinfezione dell'acqua (assenza di cloro attivo libero nell'82% dei campioni) e ad una temperatura inadeguata (91% dei campioni a T <50°C). Le concentrazioni di *Legionella* sono risultate superiori a 10.000 UFC/L nel 4% dei campioni e tra 1.001 e 10.000 nel 22% dei campioni. Parallelamente la sorveglianza clinica, in sinergia con i CIO aziendali (Comitato Infezioni Ospedaliere), è stata innalzata.

L'adozione di un insieme di misure correttive, condivise con il Gruppo multidisciplinare, di tipo strutturale (scelta appropriata del disinfettante per le caratteristiche impiantistiche delle strutture monitorate), gestionale (istruzioni operative, formazione e informazione sul personale tecnico e sanitario) e organizzativo (flussaggio acqua, sostituzione rompigetto, innalzamento della temperatura ove possibile) hanno consentito di ottenere un miglioramento considerevole. Per quanto riguarda *Legionella* non sono state rilevate concentrazioni maggiori di 10.000 UFC/L e quelle tra 1001 e 10.000 UFC/L sono scese al 17%.

Dall'esperienza ligure emerge che l'adozione del WSP, basato su interventi adattati localmente e sulla sorveglianza continua, può essere realmente efficace nel prevenire le infezioni nosocomiali come la legionellosi.

È auspicabile, comunque, che vengano emanate normative o linee guida nazionali per le acque ospedaliere, già presenti in altri Paesi europei, che consentano di individuare parametri qualitativi specifici in rapporto alla particolare vulnerabilità dei pazienti e alla molteplicità delle pratiche sanitarie che coinvolgono l'utilizzo dell'acqua in ambito nosocomiale.

Bibliografia

- Anaissie EJ, Penzak SR, Dignani MC. The hospital water supply as a source of nosocomial infections: a plea for action. *Arch Intern Med* 2002;162(13):1483-92.
- Benin AL, Benson RF, Besser RE. Trends in Legionnaires' disease, 1980-1998: declining mortality and new patterns of diagnosis. *Clin Infect Dis* 2002;35:1039-46.
- Blanc DS, Nahimana I, Petignat C, Wenger A, Bille J, Francioli P. Faucets as a reservoir of endemic *Pseudomonas aeruginosa* colonization/infections in intensive care units. *Intensive Care Med* 2004;30:1964-68.

- CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Guidelines for environmental infection control in health-care facilities: recommendations of CDC and the Healthcare Infection Control Practices Advisory Committee (HICPAC). *MMWR Morb Mortal Wkly Rep* 2003;52:1-48.
- Cristina ML, Spagnolo AM, Casini B, Baggiani A, Del Giudice P, Brusaferrò S, Poscia A, Moscato U, Perdelli F, Orlando P. The impact of aerators on water contamination by emerging gram-negative opportunists in at-risk hospital departments. *Infect Control Hosp Epidemiol* 2014;35:122-29.
- Cristina ML, Spagnolo AM, Orlando P, Perdelli F. The role of the environment in the spread of emerging pathogens in at-risk hospital wards. *Rev Med Microbiol* 2013;24:104-12.
- Exner M, Kramer A, Lajoie L, Gebel J, Engelhart S, Hartemann P. Prevention and control of health care-associated waterborne infections in health care facilities. *Am J Infect Control* 2005 Jun;33(5 Suppl 1):S26-40.
- Merlani GM, Francioli P. Established and emerging waterborne nosocomial infections. *Curr Opin Infect Dis* 2003;16:343-7.
- Mineshita M, Nakamori Y, Seida Y, Hiwatashi S. Legionella pneumonia due to exposure to 24-hour bath water contaminated by Legionella pneumophila serogroup-5. *Intern Med* 2005;44:662-5.
- Ministère de la Santé et des Solidarités; *L'eau dans les établissements de Santé*, Paris, 2005.
- Ministero della Salute. *Linee guida per la prevenzione ed il controllo della legionellosi*. Roma: Ministero della Salute; 2015. Disponibile all'indirizzo: http://www.salute.gov.it/imgs/C_17_pubblicazioni_2362_allegato.pdf; ultima consultazione 28/7/2020.
- NHMRC. *Australian guidelines for the prevention and control of infection in healthcare*. Canberra: National Health and Medical Research Council; 2019.
- Reuter S, Sigge A, Wiedeck H, Trautmann M. Analysis of transmission pathways of Pseudomonas aeruginosa between patients and tap water outlets. *Crit Care Med*. 2002;30:2222-8.
- Sheffer PJ, Stout JE, Wagener MM, Muder RR. Efficacy of new point-of-use water filter for preventing exposure to Legionella and waterborne bacteria. *Am J Infect Control* 2005 Jun;33(5 Suppl 1):S20-5.
- Spagnolo AM, Cristina ML, Casini B, Perdelli F. Legionella pneumophila in healthcare facilities. *Rev Med Microbiol* 2013, 24:70-80.
- Spagnolo AM, Orlando P, Perdelli F, Cristina ML. Hospital water and prevention of waterborne infections. *Rev Med Microbiol* 2016;27(1):25-32.
- Stout JE, Yu VL. Hospital-acquired Legionnaires' disease: new developments. *Curr Opin Infect Dis* 2003;16:337-41.
- WHO. *Guidelines for drinking water quality. 4th ed*. Geneva: World Health Organization; 2011.
- WHO. *Water Safety Plan Manual. Step-by-step risk management for drinking-water suppliers*. Geneva: World Health Organization; 2009.

ANALISI DEL RISCHIO NELLE RETI DI DISTRIBUZIONE E NELLE STRUTTURE SANITARIE. ESPERIENZE A CONFRONTO: OSPEDALE SAN RAFFAELE, MILANO

Matteo Moro (a), Paola Nizzero (a), Anna Biancardi (a), Roberts Mazzuconi (b), Alberto Meni (c)

(a) Area Igienico Sanitaria, Direzione Sanitaria, Ospedale San Raffaele, Milano

(b) Direzione Sanitaria, Ospedale San Raffaele, Milano

(c) Direzione Area Tecnica, Ospedale San Raffaele, Milano

Introduzione

Nel quadro delle esperienze di analisi del rischio e conseguente Piano di Sicurezza dell'Acqua (PSA o *Water Safety Plan*, WSP) oggetto di una sessione della 3^a *Summer School* "Qualità dell'acqua e salute", sono qui presentati molto brevemente i quattro punti che hanno caratterizzato la elaborazione del PSA dell'Ospedale San Raffaele di Milano (OSR).

Team

La caratteristica principale del gruppo di lavoro che ha elaborato e implementato il PSA/WSP in OSR è quella di essere multidisciplinare/multiprofessionale:

- Operatori OSR: Direzione Sanitaria + Direzione Area Tecnica + in generale gli operatori sanitari delle Unità Operative e dei Servizi coinvolti.
- Un servizio esterno deputato al campionamento e all'analisi delle acque, che collabora anche all'elaborazione e alla revisione continua del PSA e all'analisi dei risultati.
- Un secondo servizio esterno deputato alle procedure di trattamento e disinfezione della rete idrica, oltre che partner per la elaborazione iniziale del PSA e suoi aggiornamenti.

Il coordinamento del gruppo è affidato all'Area Igienico-Sanitaria della Direzione Sanitaria, deputata al controllo infettivo in ospedale: questo per storia, ma anche per scelta, totalmente in linea con il riconosciuto ruolo centrale dei professionisti dell'*Infection Control* al riguardo (1).

Manutenzione non solo della rete idrica, ma anche del PSA

Il Piano prevede ovviamente istruzioni operative specifiche, curate dalla Direzione Area Tecnica, per la manutenzione ordinaria (disincrostazione e disinfezione dei terminali, flussaggi della rete, svuotamento e disincrostazione dei serbatoi, ecc.) e straordinaria (es. in occasione di incidenti maggiori o nel corso di ristrutturazioni) della rete idrica e un sistema di registrazione informatico di tutti gli interventi eseguiti, che consente la pianificazione e la verifica dei calendari concordati. Al pari della rete idrica, lo stesso Piano di Sicurezza dell'Acqua necessita di regolare "manutenzione", che sfocia nella necessità di significativi adattamenti del testo, che nel nostro caso hanno comportato l'aggiornamento formale del suo testo già tre volte dalla prima edizione del 2011 (2013, 2015, 2018), anche per la introduzione della nuova normativa italiana. Il Piano è inserito nel sistema della qualità del nostro Istituto e ogni sua revisione ne comporta la trasmissione a tutti gli operatori attraverso i referenti aziendali per la qualità.

Analisi dei dati

È necessario programmare una raccolta di dati, l'analisi dei quali consenta di verificare l'efficacia del Piano e delle scelte in esso contenute, come pure di programmare le eventuali azioni correttive.

L'analisi dei dati passa anche dalle relazioni di tutte le componenti del team:

- Relazione Tecnica sulla disinfezione idrica (a cura del servizio esterno ad essa deputato);
- Report monitoraggio analitico PSA (a cura dell'altro servizio esterno, che presenta in forma sintetica i risultati delle analisi svolte nell'ambito del piano di monitoraggio previsto);
- Analisi microbiologiche dell'acqua di distribuzione idrica (a cura della Direzione Sanitaria).

Nell'esperienza di OSR:

- non sono presenti sostanziali problemi per la parte chimico-fisica;
- l'andamento della ricerca dei patogeni idrici (cariche batteriche totali a 22°C e a 36°C, *P. aeruginosa*, coliformi) nell'ultimo triennio (2016-2018) vede una sostanziale stazionarietà dei risultati e solo una minima percentuale di valori fuori norma; lo stesso per la ricerca di legionella nell'acqua calda sanitaria.

Alcuni valori di *P. aeruginosa*, nella maggior parte dei casi in bassa carica, sono però meritevoli di attenzione e sono spiegabili in gran parte con il fenomeno dello *splashback*, cioè della retro-contaminazione del terminale idrico dovuta all'uso incongruo del lavamani per lo smaltimento di liquidi biologici oppure quando il lavabo è deputato proprio ad un uso promiscuo anche per l'igiene delle mani (tale contaminazione diviene allora a elevato rischio).

Documento di Riesame

Tramite i sopralluoghi effettuati e l'esperienza maturata, abbiamo potuto inquadrare lo stato dell'implementazione del PSA elaborando l'analisi e la valutazione del rischio (vedi oltre), elementi grazie ai quali gestire le azioni di miglioramento e i controlli operativi di mantenimento, in modo rigoroso e registrato. Il documento in oggetto è stato redatto e trasmesso a tutte le Direzioni, oltre che pubblicato sulla rete informatica aziendale (intranet), e quindi consultabile liberamente da parte di tutti gli operatori sanitari, in vari momenti:

- “al punto zero” (data di pubblicazione della prima revisione del Piano);
- alla fine dell'anno 2016 (primo Riesame);
- alla fine dell'anno 2017;
- alla fine dell'anno 2018 (attuale Riesame).

Per la valutazione del rischio nel documento di riesame 2018 ci si è avvalsi di due diversi strumenti:

- la lista di controllo per il sopralluogo di valutazione del rischio legionellosi, come da allegato 12 delle linee guida nazionali 2015;
- il Metodo di Analisi del Rischio, descritto nel Piano, che stima l'indice di rischio residuo (IR) per ognuno dei punti di controllo dei processi individuati; è fornito anche il valore medio dell'IR per ogni macro-contesto, al fine di avere un inquadramento più immediato.

Il documento riporta le tabelle di valutazione (dicembre 2018 vs. dicembre 2016 e 2017) e il registro di rivalutazione e azioni correttive/preventive.

Conclusioni

Lungi dal volere costituire un riferimento ideale, sono stati presentati 4 aspetti chiave della nostra esperienza che potessero essere spunti di riflessione ed elementi da tenere in debita considerazione per gli operatori sanitari in senso lato che si accingessero a un percorso di elaborazione e applicazione del proprio PSA o anche solo di miglioramento continuo sul tema.

Bibliografia

1. Lin YE, Stout JE, Yu VL. Prevention of hospital-acquired legionellosis. *Curr Opin Infect Dis* 2011;24(4):350-6.

IMPATTO DEI RESIDUI DI FARMACI NEL CICLO IDRICO INTEGRATO: EVIDENZE E SCENARI A RISCHIO

Sara Castiglioni, Ettore Zuccato

Istituto di Ricerche Farmacologiche Mario Negri - IRCCS, Milano

Introduzione

I farmaci sono oggi considerati tra i principali inquinanti emergenti poiché sono presenti nell'ambiente in modo ubiquitario. La contaminazione ambientale da farmaci è un problema di recente identificazione, le cui implicazioni per la salute dell'ambiente e dell'uomo sono tuttora in via di definizione. La principale fonte di contaminazione è data dall'utilizzo di queste sostanze a livello terapeutico in medicina umana e veterinaria, mentre altre fonti quali quelle industriali risultano di minor entità e localizzate in aree definite. Le sostanze parentali, ovvero quelle che non vengono metabolizzate dal corpo umano, e i rispettivi metaboliti, prodotti dei processi metabolici che avvengono nell'organismo, sono escreti per via urinaria e/o fecale, raggiungono le acque reflue urbane e gli impianti di depurazione delle acque. Qui generalmente farmaci e metaboliti vengono rimossi solo parzialmente, rimangono quindi nelle acque trattate che vengono immesse in corsi d'acqua, laghi o mare, oppure si legano ai fanghi di depurazione e possono essere riversati sui suoli tramite l'utilizzo dei fanghi come concime in agricoltura. Fonti di immissione diretta nell'ambiente di farmaci ad uso veterinario sono allevamenti e impianti di acquacoltura, mentre lo smaltimento improprio di farmaci scaduti può avere a sua volta una rilevanza relativa.

La contaminazione ambientale da farmaci crea particolare preoccupazione poiché queste sostanze vengono utilizzate e quindi immesse nell'ambiente in modo continuo e in quantità rilevanti (decine di tonnellate annue in Italia), si trovano in acque, suoli e sedimenti. Sono molecole biologicamente attive in quanto vengono sintetizzate per agire su particolari recettori nell'uomo e negli animali. In particolare, la presenza di antibiotici nell'ambiente è correlata allo sviluppo e alla proliferazione di resistenze specifiche nelle comunità batteriche che creano situazioni critiche a livello clinico e zootecnico. I farmaci non sono attualmente inclusi nella legislazione Europea che regola le sostanze prioritarie nel settore delle acque (Europa, 2013). Tuttavia, alcuni farmaci appartenenti alle classi degli estrogeni, antibiotici e antidolorifici sono stati recentemente inclusi in un elenco di controllo di sostanze (*Watch List*) da sottoporre a monitoraggio nell'Unione Europea, in modo da valutarne la possibile inclusione nelle liste di sostanze prioritarie (Europa, 2018).

I farmaci sono stati monitorati per la prima volta in Italia dal nostro gruppo di ricerca in acque di superficie e potabili nel 2000 (Zuccato *et al.*, 2000) e da allora alcuni studi hanno permesso di valutarne la presenza nei principali corsi d'acqua (Calamari *et al.*, 2003; Patrolecco *et al.*, 2015) e la rimozione negli impianti di depurazione identificando le sostanze più persistenti (Castiglioni *et al.*, 2006). Successivamente, è stato stimato che, in Italia, circa 7-14 tonnellate di antibiotici sono immesse nell'ambiente annualmente tramite i reflui urbani trattati (Zuccato *et al.*, 2010).

Farmaci in acque reflue e di superficie

Il nostro gruppo di ricerca ha recentemente studiato la presenza e distribuzione di numerosi contaminanti emergenti tra cui i farmaci nell'intero ciclo idrico integrato nella zona più urbanizzata e industrializzata d'Italia, il bacino idrografico del fiume Lambro (Castiglioni *et al.*, 2018). Lo studio, finanziato da Fondazione Cariplo, ha permesso di monitorare la presenza di 37 farmaci appartenenti a 11 classi terapeutiche differenti in acque reflue, di superficie, di falda e potabili, di quantificare le immissioni in ambiente tramite i depuratori delle acque e altre fonti diffuse, e di studiarne il destino ambientale. I farmaci misurati in acque reflue in entrata e uscita ai tre depuratori di Milano (in concentrazioni > 50 ng/L in entrata) e in acque di superficie sono riportati in Tabella 1.

Tabella 1. Concentrazioni medie (ng/L) e deviazione standard misurate in acque reflue in entrata (IN) e uscita (OUT) a tre depuratori di Milano e in acque di superficie (fiumi Lambro, Seveso e Olona)

| Farmaci | Concentrazioni medie depuratori (IN) | Concentrazioni medie depuratori (OUT) | Concentrazioni medie in acque di superficie |
|---------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|---|
| Paracetamolo | 2715 ± 334 | 8 ± 13 | 17 ± 10 |
| Atenololo | 1682 ± 206 | 526 ± 487 | 220 ± 95 |
| Ibuprofene | 1406 ± 470 | 60 ± 96 | 98 ± 43 |
| Naproxene | 1057 ± 435 | 209 ± 258 | 86 ± 28 |
| Ketoprofene | 1011 ± 180 | 173 ± 83 | 14 ± 12 |
| Claritromicina | 960 ± 61 | 466 ± 292 | 195 ± 66 |
| Bezafibrato | 829 ± 1172 | 457 ± 707 | 46 ± 51 |
| Diclofenac | 675 ± 160 | 469 ± 88 | 260 ± 233 |
| Carbamazepina | 636 ± 587 | 245 ± 50 | 121 ± 65 |
| Ciprofloxacina | 618 ± 75 | 202 ± 81 | 34 ± 19 |
| Ofloxacina | 546 ± 119 | 294 ± 89 | 97 ± 46 |
| Idroclorotiazide | 531 ± 146 | 349 ± 185 | 174 ± 232 |
| Furosemide | 508 ± 68 | 554 ± 400 | 59 ± 21 |
| Deidro-eritromicina | 269 ± 63 | 202 ± 69 | 62 ± 20 |
| Gemfibrozil | 211 ± 54 | 23 ± 19 | 16 ± 7 |
| Ranitidina | 115 ± 3 | 78 ± 70 | 8 ± 4 |
| Sulfametossazolo | 90 ± 113 | 75 ± 6 | 7 ± 5 |
| Enalapril | 87 ± 22 | 12 ± 0 | 5 ± 2 |
| Vancomicina | 65 ± 0 | 22 ± 21 | 8 ± 6 |
| Atorvastatina | 64 ± 13 | 11 ± 9 | 2 ± 1 |

Delle 37 sostanze analizzate, 20 risultano sempre presenti in acque reflue e di superficie. Le sostanze più abbondanti in acque non trattate sono antidolorifici e atenololo (farmaco ad azione cardiovascolare), misurati a concentrazioni superiori a 1 µg/L, ma risultano presenti anche diversi antibiotici (claritromicina, ciprofloxacina e ofloxacina), ipolipemizzanti (bezafibrato), diuretici (idroclorotiazide e furosemide) e l'antiepilettico carbamazepina a livelli superiori a 0.5 µg/L.

Si può osservare come la maggior parte delle sostanze permanga nelle acque in uscita e nei fiumi, sebbene i livelli delle sostanze siano generalmente inferiori. Queste concentrazioni dipendono direttamente dalla capacità di rimozione dei depuratori che risulta molto variabile e sostanza/specifica. Si può osservare come la maggior parte degli antidolorifici, in particolare paracetamolo e ibuprofene, vengono rimossi molto bene, mentre i diuretici, il diclofenac (antidolorifico) e alcuni antibiotici quali deidro-eritromicina e claritromicina sono molto stabili.

In generale, nei fiumi le sostanze che si rilevano in concentrazioni più elevate sono quelle più stabili durante il trattamento delle acque nei depuratori.

I carichi complessivi dei farmaci misurati (ossia le concentrazioni moltiplicate per le portate giornaliere dei fiumi) evidenziano un aumento progressivo e rilevante lungo il corso del fiume Lambro (Figura 1). Infatti, nei fiumi Olona, Seveso e Lambro (O1, S1 e L1) a nord di Milano i farmaci, pur essendo presenti, presentano dei carichi contenuti, mentre nei punti a valle della città di Milano (L2-L5) vi è un aumento progressivo dei carichi fino ad arrivare a un carico complessivo di quasi 7 kg/giorno alla foce del fiume Lambro (L5). Questo valore rappresenta il quantitativo dei farmaci analizzati che viene immesso quotidianamente nel fiume Po.

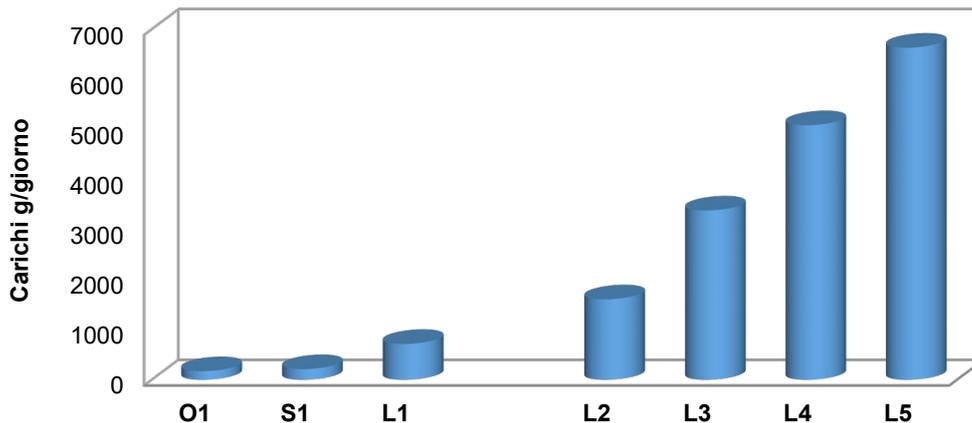


Figura 1. Carichi dei farmaci analizzati nei fiumi Olona (O1), Seveso (S1) e Lambro (L1-L5)

Farmaci in acque di falda e potabili

Le analisi effettuate in acque di falda superficiale e profonda nella città di Milano hanno mostrato presenza di un numero ridotto di farmaci (<10 sostanze) in tracce, concentrazioni generalmente di pochi ng/L (Castiglioni *et al.*, 2018). La frequenza di misurazione nei campioni è risultata inferiore al 30%, ad eccezione dell'antiepilettico carbamazepina che è stato trovato in tutti i campioni analizzati. Ciò conferma la stabilità di questa sostanza documentata precedentemente in letteratura. La distribuzione della carbamazepina mostra, inoltre, un possibile contributo della contaminazione delle acque superficiali nelle acque di prima falda, mentre i livelli risultano uniformi nell'acqua di falda profonda.

Nelle acque potabili analizzate a Milano (21 campioni) la carbamazepina è risultata l'unico farmaco presente (3 campioni) in tracce (concentrazione < 10 ng/L) (Riva *et al.*, 2018).

Scenari a rischio

Lo studio effettuato ha permesso di evidenziare possibili scenari a rischio valutando il rischio ambientale legato alla contaminazione delle acque superficiali (Riva *et al.*, 2019) e quello umano legato al consumo di acqua potabile (Riva *et al.*, 2018). Sulla base delle valutazioni effettuate al momento non sussiste alcun rischio per l'uomo vista l'esigua presenza di farmaci nelle acque

potabili, mentre si evidenziano possibili rischi per l'ambiente. Infatti, si evidenzia un rischio superiore alla soglia accettabile in tutti i fiumi analizzati (Riva *et al.*, 2019).

Uno scenario particolarmente critico è dato dall'evidenziata presenza in modo ubiquitario di antibiotici nell'ambiente. Ciò implica il rischio di trasmissione di resistenze dall'ambiente antropizzato a patogeni umani e il conseguente abbattimento degli effetti positivi di azioni mirate in ambito clinico e veterinario. L'antibiotico-resistenza è ad oggi uno dei principali problemi di Sanità Pubblica, risulta quindi fondamentale comprendere i fattori che la promuovono, inclusa la presenza di antibiotici nell'ambiente.

Bibliografia

- Calamari D, Zuccato E, Castiglioni S, Bagnati R, Fanelli R. A strategic survey of therapeutic drugs in the rivers Po and Lambro in Northern Italy. *Environ Sci Technol* 2003;37:1241-8.
- Castiglioni S, Bagnati R, Fanelli R, Pomati F, Calamari D, Zuccato E. Removal of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Italy. *Environ Sci Technol* 2006;40(1):357-63.
- Castiglioni S, Davoli E, Riva F, Palmiotto M, Camporini P, Manenti A, Zuccato E. Mass balance of emerging contaminants in the water cycle of a highly urbanized and industrialized area of Italy. *Water Res* 2018;131:287-98.
- Europa. Direttiva del 12 agosto 2013, n. 2013/39/UE, che modifica le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea* L 226, 24 agosto 2013.
- Europa. Decisione di esecuzione del 5 giugno 2018, n. 2018/840/UE, che istituisce un elenco di controllo delle sostanze da sottoporre a monitoraggio a livello dell'Unione nel settore della politica delle acque in attuazione della direttiva 2008/105/CE del Parlamento europeo e del Consiglio e che abroga la decisione di esecuzione (UE) 2015/495 della Commissione. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea* L 141 del 7 giugno 2018.
- Patrolecco L, Capri S, Ademollo N. Occurrence of selected pharmaceuticals in the principal sewage treatment plants in Rome (Italy) and in the receiving surface waters. *Environ Sci Pollut Res Int* 2015;22(8):5864-76.
- Riva F, Castiglioni S, Fattore E, Manenti A, Davoli E, Zuccato E. Monitoring emerging contaminants in the drinking water of Milan and assessment of the human risk. *Int J Hyg Environ Health* 2018;221(3):451-7.
- Riva F, Zuccato E, Davoli E, Fattore E, Castiglioni S. Risk assessment of a mixture of emerging contaminants in surface water in a highly urbanized area in Italy, *J Hazard Mater* 2019;361:103-10.
- Zuccato E, Calamari D, Natangelo M, Fanelli R. Presence of therapeutic drugs in the environment. *Lancet* 2000;355(9217):1789-90.
- Zuccato E, Castiglioni S, Bagnati R, Melis M, Fanelli R. Source, occurrence and fate of antibiotics in the Italian aquatic environment. *J Hazard Mater* 2010;179(1-3):1042-48.

MATERIALI, REAGENTI CHIMICI E MEZZI DI FILTRAZIONE E TRATTAMENTO: VALUTAZIONE DI RISCHIO, CONTROLLO E SVILUPPI NORMATIVI DI BREVE E LUNGO PERIODO

Camilla Marchiafava

Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

In un sistema idro-potabile, l'impiego di oggetti a contatto con l'acqua fabbricati a partire da materiali non approvati, di reagenti chimici, mezzi di filtrazione e trattamento con insufficiente grado di purezza, costituisce un potenziale "evento pericoloso" capace di compromettere più o meno gravemente la sicurezza e la qualità dell'acqua distribuita (1).

Esempi di oggetti utilizzati nei sistemi idropotabili per la fornitura e lo stoccaggio di acqua destinata al consumo umano sono:

- contatori;
- dispositivi per il trattamento dell'acqua;
- flange;
- giunti;
- guarnizioni;
- pompe;
- raccordi;
- rubinetteria;
- serbatoi;
- sonde;
- tubazioni;
- valvole.

Sono inclusi tra gli oggetti anche i formulati pronti all'uso (es. adesivi, lubrificanti, sigillanti).

I reagenti chimici comprendono una serie consistente e articolata di sostanze organiche o inorganiche, singole o in miscela:

- aggiunte all'acqua con lo scopo di migliorarne o preservarne la qualità;
- da impiegare nei processi tecnologici connessi con la preparazione e la distribuzione delle acque, quali ad esempio le operazioni di scavo dei pozzi, la pulizia e la disinfezione delle attrezzature o delle superfici a contatto con acqua destinata al consumo umano.

I reagenti utilizzati nei processi chimici di trattamento delle acque sono ad esempio: i coagulanti e i flocculanti; i prodotti per il controllo del pH, della corrosione, del sapore e dell'odore; gli agenti ossidanti e quelli per l'addolcimento e la fluorazione.

Sono inclusi i seguenti prodotti biocidi:

- *alghicidi*, Gruppo 1 - tipo di prodotto 2;
- *disinfettanti delle superfici a contatto con l'acqua*, Gruppo 1 - tipo di prodotto 4;
- *disinfettanti per l'acqua potabile*, Gruppo 1 - tipo di prodotto 5;
- *preservanti per i materiali da costruzione*, Gruppo 2 - tipo di prodotto 10;
- *prodotti anticrostazione*, Gruppo 4 - tipo di prodotto 21.

I suddetti prodotti biocidi sono regolamentati dal Regolamento (UE) 528/2012 (Regolamento Biocidi), ma gli Stati Membri (SM) possono stabilire specifiche aggiuntive, ad esempio sulle condizioni di stoccaggio e gestione per contenere i sotto prodotti di disinfezione.

Rientrano nella categoria di reagenti chimici anche le soluzioni saline (rimineralizzanti) per la reintegrazione di acque sottoposte a trattamenti (dissalazione, addolcimento, processi a membrana, osmosi inversa, ecc.). La rimineralizzazione dell'acqua prima dell'immissione nelle reti di distribuzione è necessaria, oltre che per raggiungere i parametri di potabilità previsti dal DL.vo 31/2001, anche per evitare fenomeni di corrosione delle tubazioni.

I mezzi di filtrazione comprendono:

- materiali per la rimozione di sostanze indissolte dall'acqua, costituiti da reti a maglie (es. materiale sintetico e metallico) o materiale granulare inerte (es. sabbia, quarzite);
- membrane filtranti costituite da materiali inorganici o organici (es. membrane polimeriche, ceramiche, metalliche) utilizzate per la riduzione della concentrazione di solidi sospesi o in dispersione colloidale, di microrganismi, di molecole organiche o di sali inorganici.

I mezzi di trattamento comprendono:

- materiali adsorbenti (es. carbone attivo, silice, terra di diatomite, bentonite, allumina) e/o chimicamente attivi (es. dolomite, pirolusite, idrossidi di ferro), in grado di rimuovere una sostanza dall'acqua o ridurre sostanzialmente la sua concentrazione per effetto di interazioni chimico-fisiche di natura superficiale e/o di reazioni chimiche;
- resine a scambio ionico (anionico, cationico o misto), in grado di rimuovere una sostanza dall'acqua o ridurre sostanzialmente la sua concentrazione per effetto di reazioni di scambio ionico.

Nel contesto di un'analisi del rischio olistica estesa all'intera catena di fornitura di acqua potabile è indispensabile controllare i pericoli connessi all'impiego dei materiali, reagenti chimici e mezzi di filtrazione e di trattamento.

I pericoli possono derivare dalla scarsa qualità della composizione del materiale/reagente/mezzo che può rilasciare sostanze indesiderabili nell'acqua e/o a dai processi chimici, fisici e biologici originati dal contatto (es. corrosione, formazione di incrostazioni, sedimenti, biofilm, sottoprodotti di disinfezione).

La contaminazione dell'acqua è, inoltre, fortemente influenzata dai seguenti fattori:

- composizione chimica dell'acqua (aggressività, presenza di disinfettanti);
- vetustà delle reti;
- estensione e complessità delle reti;
- temperatura dell'acqua (ha un'influenza sulla velocità delle reazioni, solubilità dell'ossigeno e di altre sostanze, quali il carbonato di calcio capaci di formare uno strato protettivo sulle tubazioni);
- tempi di stagnazione dell'acqua nelle reti;
- rapporto superficie/volume dell'oggetto;
- caratteristiche superficiali dell'oggetto che possono favorire il deposito di sostanze e la proliferazione di batteri;
- velocità del flusso dell'acqua (ha un'influenza sull'apporto di ossigeno).

Esempi di contaminazione dell'acqua derivanti dall'impiego di materiali, reagenti chimici, mezzi di filtrazione/trattamento sono riportati nella Tabella 1.

Attualmente non esiste un'armonizzazione a livello europeo dei requisiti sulla sicurezza igienica dei materiali, reagenti chimici, mezzi di filtrazione e di trattamento a contatto con l'acqua potabile che sono soggetti, pertanto, a disposizioni nazionali.

Tabella 1. Esempi di contaminazione dell'acqua di contatto

| Esempi di contaminazione | Fonti primarie |
|--|--|
| Clorito, Clorato, Acidi aloacetici, Trialometani | Reagenti chimici utilizzati per la disinfezione |
| Al | Coagulanti nel trattamento dell'acqua (solfato di alluminio) |
| Radionuclidi | Sabbie e carboni attivi usati in filtrazioni e trattamenti |
| Contaminazione batterica | Formazione di biofilm a seguito dell'intasamento di filtri |
| Zn, Fe | Tubazioni metalliche (acciaio zincato) a contatto con acque trattate con disinfettanti clorurati |
| Pb | Materiali costituenti le tubazioni, la rubinetteria e/o le saldature |

L'articolo 10 della Direttiva 98/83/CE (*Drinking Water Directive*, DWD) stabilisce, infatti, disposizioni di carattere del tutto generale a garanzia della qualità dei trattamenti, delle attrezzature e dei materiali utilizzati a contatto con le acque potabili e demanda agli SM la responsabilità di adottare tutte le misure necessarie a garantire che nessuna sostanza o materiale utilizzati negli impianti per la preparazione o la distribuzione delle acque destinate al consumo umano, o impurezze associate a tali sostanze o materiali, sia presente in acque destinate al consumo umano in concentrazioni superiori a quelle consentite per il fine per cui sono impiegati e non riduca, direttamente o indirettamente, la tutela della salute umana prevista dalla direttiva medesima.

A seguito del recepimento nazionale della DWD (DL.vo 31/2001) tale responsabilità è attribuita in Italia al gestore idrico.

L'eccessiva flessibilità dell'art. 10 della DWD sotto il profilo giuridico ha determinato l'esistenza di diversi sistemi di valutazione e approvazione a livello degli SM, comportando una serie di problemi: innanzitutto per le imprese produttrici, che devono richiedere l'approvazione dello stesso materiale/oggetto/reagente/mezzo più volte, con un conseguente incremento dei costi, quando i requisiti igienico-sanitari per l'immissione in commercio nei diversi SM differiscono, ma anche per i consumatori europei ai quali vengono applicati standard di sicurezza non uniformi. L'introduzione di requisiti armonizzati a livello europeo potrebbe, invece, incoraggiare la creazione di un sistema unificato di norme tecniche comunitarie finalizzato a favorire la piena realizzazione del mercato interno e tutelare le imprese produttrici europee nei confronti dell'ingresso nel mercato comunitario di articoli non conformi, provenienti da paesi extra UE.

In Italia i materiali usati per la fabbricazione di oggetti utilizzati negli impianti fissi di captazione, trattamento, adduzione e distribuzione delle acque destinate al consumo umano sono regolamentati dal decreto 6 aprile 2004, n. 174 (di seguito Decreto 174/2004), che dopo due anni di proroga dalla data di emanazione da parte del Ministro della Salute di concerto con l'allora Ministro delle Attività Produttive e Ministro dell'Ambiente, è entrato in vigore nel luglio del 2007. Il Decreto 174/2004 si applica a tutti gli oggetti utilizzati per la realizzazione di nuovi impianti e per le sostituzioni e riparazioni.

Secondo l'art. 2 c. 1 del decreto, i materiali utilizzati per la fabbricazione dei suddetti oggetti devono essere compatibili con le caratteristiche delle acque destinate al consumo umano, quali quelle definite nel DL.vo n. 31 del 2001 e s.m.i.; inoltre, non devono causare, in normali

condizioni di impiego e messa in opera, un peggioramento nel tempo dell'acqua in termini di caratteristiche organolettiche, fisiche, chimiche microbiologiche e tossicologiche.

In accordo all'art. 5, c. 2, solo i seguenti materiali possono venire a contatto con le acque destinate al consumo umano:

- metalli, loro leghe e rivestimenti metallici elencati nell'allegato I al decreto purché la loro composizione e i livelli di impurezze soddisfino i requisiti stabiliti nel suddetto allegato;
- materiali a base di leganti idraulici, smalti porcellanati, ceramiche e vetro a condizione che la loro composizione e i livelli di impurezze soddisfino i requisiti stabiliti nell'allegato II del decreto;
- materie plastiche, gomme naturali e sintetiche purché la loro composizione e i livelli di impurezze soddisfino i requisiti stabiliti nell'allegato III del decreto.

Conformemente all'art. 6, le domande di autorizzazione per l'impiego di "nuovi" materiali o "nuove" sostanze chimiche (costituenti del materiale), devono essere presentate, unitamente ad un dossier tecnico contenenti tutte le informazioni indicate nell'allegato IV cap. I al decreto, al Ministero della Salute. Il suddetto dossier tecnico è esaminato da esperti dell'Istituto Superiore di Sanità e del Consiglio Superiore di Sanità (CSS) ai fini della valutazione igienico-sanitaria dei rischi che i costituenti utilizzati per la fabbricazione dei materiali (e quindi degli oggetti finiti) possono comportare per la salute e in caso di parere positivo l'autorizzazione può essere concessa dal Ministero della Salute. Il parere del CSS indica, ove necessario, la concentrazione massima nell'oggetto finito delle sostanze chimiche suscettibili di migrare nell'acqua, nonché i valori limite di cessione delle stesse da rispettare nell'acqua posta a contatto con l'oggetto finito medesimo.

Inoltre, possono essere utilizzati per la fabbricazione di oggetti anche materiali e sostanze chimiche non elencati negli allegati I-III del decreto purché questi siano oggetto di un'autorizzazione concessa da uno SM dell'Unione Europea o da uno SM parte contraente dell'accordo che istituisce lo Spazio Economico Europeo e sia stata effettuata una valutazione igienico-sanitaria da parte di un organismo tecnico-scientifico riconosciuto dallo SM. I criteri di valutazione utilizzati dallo SM devono essere comparabili con quelli dell'articolo 6 del decreto e la procedura di valutazione deve figurare in una pubblicazione ufficiale accessibile a tutti gli interessati. Anche in questo caso, ai fini dell'impiego, è necessaria la presentazione al Ministero della Salute di un dossier tecnico (semplificato) contenente tutte le informazioni indicate nell'allegato IV cap. II al decreto.

L'allegato IIIc del decreto contiene modalità operative e di calcolo per le prove di migrazione globali e specifiche che devono essere effettuate nel caso di un nuovo costituente o quando specificato nel decreto (plastica, gomma, acciaio inossidabile, alluminio, smalto porcellanato, ceramica, vetro).

Ai sensi dell'art. 2, le imprese produttrici di oggetti sono responsabili della idoneità dei materiali impiegati rispetto ai requisiti di composizione e ai limiti di migrazione stabiliti dal decreto nonché di tutti i controlli e gli accertamenti necessari. Esse devono tenere a disposizione del Ministero della Salute le informazioni (documentazione) per fornire evidenza della conformità al decreto e garantire la presenza di un'opportuna etichettatura, stampigliatura o dichiarazioni attestanti la loro conformità al decreto di ogni lotto di oggetti.

Il Decreto non stabilisce prescrizioni specifiche né per i reagenti chimici né per i mezzi di filtrazione e trattamento, per i quali nelle more di attuazione deve essere garantito il rispetto delle disposizioni vigenti applicabili al settore alimentare.

Tale preoccupante vuoto normativo, unitamente a diversi altri limiti del decreto dal punto di vista della prevenzione sanitaria, rende necessario l'aggiornamento del decreto stesso pure alla luce degli ultimi orientamenti della normativa europea.

I punti critici del decreto riguardano infatti, oltre al campo di applicazione, i seguenti aspetti:

- La legislazione di riferimento si sovrappone largamente con quella del settore alimentare (Materiali e Oggetti e Contatto con gli Alimenti, MOCA).
- Gli allegati tecnici sono obsoleti in quanto regolano solo un numero limitato di materiali/sostanze, inoltre sono scaduti nel 2012.
- Le prove richieste ai fini della valutazione della idoneità dei materiali non tengono conto dell'evoluzione dei metodi di prova (es. sono già disponibili metodi normati).
- Non sono previste prove organolettiche, la valutazione della capacità dei materiali di favorire la crescita microbica e altre prove (*Total Organic Carbon*, TOC; residui sulle superfici).

Inoltre, il Sistema di autorizzazione offre una limitata sicurezza e trasparenza, infatti:

- la conformità di materiali e oggetti è basata sulla semplice autodichiarazione delle imprese produttrici;
- non è prevista la pubblicazione di liste di materiali/oggetti immessi in commercio.

Per risolvere tali criticità e coerentemente con il processo di rifusione della DWD, nel 2017 è iniziato il processo di revisione totale (rifusione) del decreto.

Rifusione della DWD

A seguito dell'iniziativa dei cittadini europei relativa al diritto all'acqua, *Right2Water* ("L'acqua è un diritto") e della consultazione pubblica a livello dell'Unione avviata successivamente dalla Commissione Europea (CE) e seguita da una consultazione formale di tutti gli stakeholder pertinenti nel contesto del Programma REFIT (*Regulatory Fitness and Performance Programme*) in merito alla Direttiva 98/83/CE, è risultato che l'armonizzazione delle norme relative ai materiali a contatto con l'acqua potabile è uno degli elementi centrali su cui dovrà fondarsi la nuova DWD, insieme all'impiego dell'approccio basato sul rischio per il monitoraggio della qualità dell'acqua, alla revisione dell'elenco dei parametri, alla trasparenza delle informazioni per il consumatore sulle risorse idriche e il servizio idro-potabile e al miglioramento dell'accesso all'acqua.

Nel febbraio 2018 la CE ha formulato un testo di proposta di rifusione della DWD per supportare gli SM a gestire l'acqua potabile in modo sostenibile ed efficiente sotto il profilo delle risorse, e per contribuire a ridurre il consumo energetico, le perdite d'acqua e il volume di bottiglie di plastica in circolazione, accrescendo la fiducia delle persone nella qualità dell'acqua di rubinetto (2).

Nella proposta di rifusione della DWD la CE prevede di cancellare l'articolo 10 della Direttiva 98/83/CE sulle disposizioni sui materiali a contatto con l'acqua potabile, sostituendolo in parte con il nuovo articolo 10 sulla valutazione dei rischi connessi alla distribuzione domestica (tra cui dovrebbero essere considerati anche i potenziali rischi derivanti da oggetti e materiali che entrano in contatto con le acque destinate al consumo umano), per assicurare una maggiore coerenza con la legislazione sul mercato interno, in particolare, con il regolamento sui prodotti da costruzione, CPR (Regolamento (UE) 305/2011). Inoltre, è stabilito che la necessaria armonizzazione dovrebbe avvenire nel quadro della legislazione del mercato interno, con l'emissione di un mandato di normalizzazione nell'ambito del CPR.

La proposta di rifusione della DWD elaborata dalla CE, come previsto dalla procedura legislativa ordinaria (3), è stata presentata al Consiglio dell'Unione Europea (UE) e al Parlamento Europeo (PE) ai fini dell'adozione congiunta della direttiva.

Nel corso del Consiglio “Ambiente”- formazione del Consiglio dell’UE responsabile della politica ambientale dell’UE - del 5 marzo 2019, è stato adottato un “orientamento generale” sulla DWD che ha costituito la base negoziale per i successivi triloghi con il PE nel contesto della procedura legislativa ordinaria (4). La proposta del Consiglio dell’UE prevede due articoli dedicati rispettivamente ai materiali e reagenti chimici, mezzi di filtrazione e trattamento a contatto con le acque destinate al consumo umano il cui testo, proposto da nove Stati Membri tra cui l’Italia, è il frutto di una discussione molto intensa in seno al Consiglio.

La proposta dell’articolo dedicato ai materiali trae origine dall’approccio iniziato nel 1998 a livello di CE per la creazione dello Schema unico europeo di valutazione e certificazione di materiali e oggetti in contatto con l’acqua (EAS, *European Acceptance Scheme*) e interrotto dalla stessa CE, senza di fatto alcuna alternativa intorno al 2007, di cui molti SM hanno reiteratamente richiesto la ripresa. Tale attività aveva comunque, già nel 2004, contribuito a definire alcune liste positive di materiali che l’Italia fece proprie nel Decreto 174/2004.

Gli articoli rappresentano un notevole progresso in termini di protezione della salute rispetto ai dettami dell’attuale articolo 10 della Direttiva 98/83/CE che, come già sottolineato in precedenza, stabilisce regole di carattere del tutto generale a garanzia della qualità dei trattamenti, delle attrezzature e dei materiali utilizzati a contatto con le acque potabili.

Il PE ha espresso, invece, il proprio parere in prima lettura, a seguito della plenaria del 28 marzo 2019 (5) confermando gli emendamenti approvati il 23 ottobre 2018 (Testi approvati, P8_TA(2018)0397).

Entrambi i co-legislatori hanno espresso dubbi circa la relazione tra la DWD e il CPR, mettendo in evidenza rilevanti criticità in termini di campo di applicazione, requisiti di igiene applicabili, nonché di fattibilità di implementazione. Infatti, molti oggetti destinati al contatto con acqua potabile non rientrano nel campo di applicazione del CPR che copre solo i “prodotti da costruzione” (prodotti fabbricati al fine di essere incorporati o assemblati in modo permanente negli edifici e nelle altre opere di ingegneria civile). In un sistema idropotabile il CPR consentirebbe di regolamentare solo i prodotti da costruzione incorporati o assemblati in modo permanente nella rete di distribuzione a valle del trattamento delle acque. Pertanto, questo approccio è inadeguato a garantire la sicurezza della intera filiera idro-potabile (dalla captazione al rubinetto) rispetto al rischio associato a materiali e oggetti, limitandosi a un segmento ridotto e questo è contrario alla filosofia della rifusione (analisi di rischio sulla filiera). Inoltre, le norme nel contesto del CPR definiscono solo metodi di valutazione e non fissano i requisiti igienici rispetto ai quali gli oggetti sono valutati per garantire la sicurezza dei consumatori.

Nel corso del quinto trilogico del 18 dicembre 2019, CE, PE e Consiglio dell’UE hanno raggiunto un accordo provvisorio, *ad referendum*, sulla proposta di rifusione della DWD.

Sulla base di tale accordo, nella giornata del 5 febbraio 2020 il Comitato dei rappresentanti permanenti o *Coreper* – formazione responsabile della preparazione dei lavori del Consiglio dell’UE – e successivamente nella giornata del 18 febbraio 2020 la Commissione per l’ambiente, la sanità pubblica e la sicurezza alimentare (ENVI) del PE hanno approvato il testo di compromesso finale sulla proposta di rifusione della DWD.

I prossimi passi che dovrebbero portare, in accordo alla procedura legislativa ordinaria, entro fine anno, all’adozione della nuova DWD comprendono l’adozione dell’accordo in prima lettura da parte del Consiglio dell’UE e il voto in seconda lettura del PE, prima in commissione ENVI e infine in plenaria.

Articolo 11 - Requisiti minimi di igiene per i materiali a contatto con le acque destinate al consumo umano

L'art. 11 della rifusione della DWD riguarda i materiali utilizzati per la fabbricazione di oggetti destinati a essere utilizzati in impianti nuovi o, in caso di riparazione o ricostruzione, in impianti esistenti per la captazione, il trattamento o la distribuzione delle acque destinate al consumo umano e a contatto con tali acque. Il sistema, introdotto con l'art. 11, è fondato su liste positive europee di sostanze di partenza, composizioni, costituenti autorizzati ai fini della fabbricazione di ciascun gruppo di materiali (organici, cementizi, metallici, smalti, ceramiche o altri materiali inorganici di cui è autorizzato l'uso nella fabbricazione di materiali o oggetti, ivi compresi, se del caso le condizioni per il loro utilizzo e i limiti di migrazione), stabilite tramite "atti di esecuzione" e gestite a livello europeo sotto l'egida della CE. Le prime liste positive europee sostanze di partenza, composizioni, costituenti dovrebbero basarsi, tra l'altro, sugli elenchi positivi esistenti a livello nazionale e sulle valutazioni dei rischi all'origine di tali elenchi nazionali. L'Agenzia europea per le sostanze chimiche, istituita dal Regolamento (CE) 1097/2006 del Parlamento europeo del Consiglio, di seguito Agenzia, avrà l'incarico di riesaminare le sostanze di partenza, composizioni, costituenti con lo scopo di formulare un parere al riguardo, prima che la CE proceda a un riesame della lista positiva europea nei 15 anni successivi alla sua adozione.

La lista positiva europea di sostanze di partenza per i materiali organici tiene conto dell'elenco stabilito dalla Commissione a norma dell'articolo 5 del Regolamento (CE) 1935/2004.

Le domande di inclusione o rimozione di sostanze di partenza e composizioni dagli elenchi positivi europei dovranno essere presentate dall'operatore economico o l'autorità competente dello SM all'Agenzia e dovranno essere accompagnate dalle valutazioni del rischio.

Gli "atti di esecuzione" dovranno essere, inoltre, adottati per la definizione di:

- metodologie di prova e accettazione di sostanze di partenza, composizioni o costituenti da includere nelle liste positive europee;
- procedure e metodi di prova e accettazione dei materiali finali utilizzati nell'oggetto finito.

La CE dovrà invece adottare "atti delegati" per definire:

- la procedura contenente informazioni per la presentazione delle domande di approvazione da parte dell'Operatore economico o delle Autorità competenti; la procedura dovrà garantire che le domande siano corredate di una valutazione del rischio e che gli Operatori economici o le Autorità competenti forniscano le informazioni necessarie per la valutazione del rischio in un formato specifico;
- la procedura che deve essere utilizzata per la valutazione della conformità degli oggetti;
- le regole per la designazione degli organismi di valutazione della conformità;
- le specifiche armonizzate per la marcatura degli oggetti che indichi la conformità alla direttiva sull'acqua potabile.

Articolo 12 - Requisiti minimi per i reagenti chimici e mezzi di filtrazione e trattamento a contatto con le acque destinate al consumo umano

L'art. 12 della rifusione della DWD riguarda, invece, i reagenti chimici e i mezzi di filtrazione e trattamento che entrano in contatto con le acque destinate al consumo umano e attribuisce agli SM la responsabilità di adottare misure per garantire che questi:

- non compromettano direttamente o indirettamente la tutela della salute umana;
- non alterino il colore, l'odore o il sapore dell'acqua;
- non favoriscano una crescita microbica involontaria;
- non rilascino nell'acqua contaminanti a livelli superiori a quelli necessari allo scopo previsto.

Fatti salvi il Regolamento (UE) 528/2012 e utilizzando le pertinenti norme europee in materia di specifici reagenti chimici o mezzi, gli SM devono, inoltre, assicurare che la purezza dei reagenti chimici e dei mezzi sia verificata e che la qualità di tali reagenti chimici e mezzi sia garantita.

Il sistema proposto negli articoli 11 e 12 segue i dettami dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO), che individua come strategia di controllo dei rischi correlati a materiali a contatto o agenti di trattamento la definizione di requisiti igienici minimi e la valutazione della conformità all'immissione sul mercato unita a sorveglianza sul sistema (6).

Conclusioni

La versione contenuta negli articoli 11 e 12 della rifusione della DWD è in linea con l'approccio che ispira la revisione in atto della regolamentazione nazionale su materiali, oggetti, reagenti e mezzi di filtrazione e trattamento delle acque potabili che dovrebbe basarsi su certificazione di parte terza e approvazione.

La valutazione della conformità e l'approvazione di materiali, oggetti e reagenti chimici, mezzi di filtrazione e trattamento è anche fortemente sentita dai gestori idro-potabili che sono tenuti ad attuare i Piani di Sicurezza dell'Acqua (PSA) e attualmente sono gravati da onerose attività al fine di verificare l'assenza di rischi correlati ai materiali e sostanze approvvigionati per la gestione idrica, con evidenti e significative responsabilità economiche e legali e, in alcuni casi, con *expertise* insufficienti.

La proposta contenuta nell'art. 12 consentirebbe, inoltre, di colmare il vuoto normativo relativo alla sicurezza dei reagenti chimici e dei mezzi attivi utilizzati per la filtrazione e i trattamenti.

Bibliografia

1. Lucentini L, Achene L, Fuscoletti V, Nigro Di Gregorio F, Pettine P (Ed.). *Linee guida per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei Water Safety Plans*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2014. (Rapporti ISTISAN 14/21).
2. Commissione Europea. *Proposta di direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione)*. Bruxelles: Commissione Europea; 2018. (COM(2017) 753 final).
3. Parlamento Europeo. *Guida alla procedura legislativa ordinaria*. Strasburgo: Parlamento Europeo; 2019. Disponibile al link: <http://www.epgencms.europarl.europa.eu/cmsdata/upload/d4486c81-20ec-49fb-90a1-4f6a10cad73/handbook-olp-it.pdf>; ultima consultazione 24/03/2020.
4. Consiglio dell'Unione europea. *Proposta di direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione) – Orientamento generale. REV 1*. Bruxelles: Consiglio dell'Unione europea; 2019. (6876/1/19 REV 1).
5. Parlamento europeo. *Posizione del Parlamento Europeo definita in prima lettura il 28 marzo 2019 in vista dell'adozione della direttiva (UE) .../... del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione)*. Strasburgo: Parlamento europeo; 2019. (EP-PE_TC1-COD(2017)0332).
6. WHO. *Guidelines for drinking-water quality. 4th edition, incorporating the 1st addendum*. Geneva: World Health Organization; 2017.

PREVENZIONE E CONTROLLO DEI RISCHI DA *LEGIONELLA* NEI SISTEMI IDRO-POTABILI

Osvalda De Giglio (a), Maria Teresa Montagna (a), Enrico Veschetti (b)

(a) Dipartimento di Scienze Biomediche e Oncologia Umana, Università degli Studi "Aldo Moro", Bari

(b) Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Eziologia e regolamentazione europea

Legionella è un microrganismo Gram-negativo intracellulare facoltativo, responsabile di malattia infettiva comunemente chiamata legionellosi, solitamente acquisita per inalazione o aspirazione di *aerosol* proveniente da fonti d'acqua contaminata. Le diverse forme cliniche dell'infezione vanno dalla polmonite grave, nota come Malattia dei Legionari, a una malattia simil-influenzale, la febbre di Pontiac. Questo microrganismo è ubiquitario nei sistemi idrici naturali e artificiali (1-5), nei sedimenti e terreni sia in forma di singole cellule, sia all'interno di amebe o di *biofilm* (6). *Legionella* cresce a temperature comprese tra 25°C e 45°C, ma può sopravvivere anche a temperature comprese tra 5,7°C e 63°C, soprattutto se l'acqua è stagnante (7-8). La suscettibilità degli individui alla stessa fonte di infezione dipende da singoli fattori di rischio dell'ospite e da malattie concomitanti (8).

Ad oggi, sono state segnalate 61 specie e più di 70 sierogruppi (sg) di *Legionella* (9). In particolare, la specie *L. pneumophila*, che è più frequentemente associata a malattie umane, comprende 16 sierogruppi. Sebbene studi precedenti abbiano dimostrato che i ceppi di *L. pneumophila* sg 1 siano la maggior causa di malattia nell'uomo, un numero crescente di casi è attribuito ad altre specie e sierogruppi (8, 10-12).

La sorveglianza della legionellosi in Europa è coordinata dal Centro Europeo per la Prevenzione e il Controllo delle Malattie (*European Centre for Disease Prevention and Control*, ECDC), in Italia dall'Istituto Superiore di Sanità (ISS), dove è sottoposta a notifica obbligatoria e a un sistema di sorveglianza speciale che consente di raccogliere numerose informazioni sul paziente (età, sesso, presenza di malattie, attività lavorativa, ricovero ospedaliero, abitudini sociali, ecc.). Secondo i dati nazionali (13), nel 2018 sono stati segnalati in Italia 2.964 casi (2.876 confermati e 88 probabili) di legionellosi (48,9 casi/1 milione di abitanti), corrispondenti a un leggero aumento rispetto all'anno precedente (33,2/1.000.000). Dopo i casi associati alla comunità (84,2%), il maggior numero di casi è stato associato ai viaggi (10,1%), seguito da casi associati alle strutture sanitarie (3,4%) e altro (0,1%) (12, 13). Il test dell'antigene urinario si conferma lo strumento diagnostico più utilizzato (96,3%). Complessivamente, il tasso di mortalità in Italia varia dal 10,9% per i casi comunitari al 51,7% per i casi nosocomiali (13).

Nel 2015, tutte le linee guida nazionali per la prevenzione e il controllo della legionellosi sono state incorporate in un unico documento aggiornato (14) rivolto alle strutture turistico-ricettive, sanitarie e termali. Queste Linee Guida riportano la valutazione del rischio come una delle misure di prevenzione più efficaci per la gestione della contaminazione da *Legionella* nei sistemi idrici.

Secondo l'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO), tra tutti i patogeni presenti nell'acqua, *Legionella* causa il maggiore onere sotto il profilo sanitario nell'Unione Europea. Pertanto il 1° febbraio 2018 la Commissione Europea a Bruxelles ha adottato la proposta di rifusione della Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano, includendo *Legionella* tra i microrganismi da ricercare (15). La proposta di rifusione si prefigge di aggiornare gli standard

qualitativi dell'acqua; introdurre un approccio basato sul rischio per il controllo dell'acqua; migliorare le informazioni sulla qualità dell'acqua e sui servizi idrici per i consumatori; armonizzare le norme relative ai prodotti a contatto con l'acqua potabile; migliorare l'accesso all'acqua.

Successivamente, tale proposta ha subito alcuni aggiornamenti (16) che hanno riguardato, tra le diverse modifiche alla Direttiva Europea, anche il valore del parametro *Legionella* pari a 1000 UFC/L (Unita Formanti Colonie per litro). Tale valore non è definito come obiettivo in termini di salute, ma come valore soglia che può far scattare una valutazione del rischio e provvedimenti correttivi. Tali azioni potrebbero essere prese in considerazione anche al di sotto del valore di parametro, ad esempio in caso di infezioni e focolai. In questi casi va confermata la fonte dell'infezione e identificata la specie a cui appartiene.

Presenza nelle reti di distribuzione di acqua potabile

A temperature comprese tra 20 e 50°C *Legionella* è in grado di colonizzare gran parte dei sistemi artificiali deputati alla distribuzione idrica all'interno degli edifici. I principali siti di colonizzazione batterica sono tubazioni, caldaie (soprattutto se contenenti sedimenti), vasi di espansione a membrana, serbatoi di stoccaggio, nonché raccordi, rubinetteria e dispositivi accessori collegati ai sistemi di approvvigionamento idrico. Una menzione particolare meritano le apparecchiature mediche e odontoiatriche che contengono acqua o sono alimentate dalla rete idrica, in quanto utilizzate a stretto contatto con i soggetti sottoposti a trattamento.

La proliferazione è favorita da temperature superiori a 25°C, dalla stagnazione e dalla formazione di biofilm soprattutto in presenza di protozoi, incrostazioni e depositi derivanti da fenomeni di corrosione. Tutti questi elementi sono normalmente presenti nei sistemi di distribuzione di acqua calda sanitaria dei grandi edifici, inclusi alberghi, ospedali e case di cura.

La formazione di biofilm è favorita non solo da elevati livelli di carbonio organico assimilabile ma anche da alcuni materiali utilizzati negli impianti idraulici, quali, ad esempio, polietilene, PVC, acciaio zincato e ghisa. Il prolungato ristagno di acqua in zone remote o poco utilizzate della rete idrica e nei vasi di espansione rappresenta una delle principali cause di proliferazione incontrollata del batterio a cui spesso consegue la retrocontaminazione dell'intera rete idrica (17-22).

Prevenzione della contaminazione delle reti idriche interne agli edifici

In condizioni normali di esercizio non è possibile escludere l'ingresso di microorganismi nelle reti idriche interne agli edifici: l'acqua potabile erogata dalla rete pubblica di approvvigionamento può veicolare singoli microorganismi o amebe contenenti batteri e/o virus provenienti dal distacco di biofilm o da sporadici episodi di contaminazione associati a operazioni di ampliamento o riparazione della rete idrica esterna. La concentrazione residua di disinfettante nella rete acquedottistica, così come la temperatura dell'acqua (normalmente inferiore ai 15°C), sono generalmente sufficienti a contenere i livelli di contaminazione microbiologica, preservando l'acqua da proliferazioni attive. I bassi livelli di *Legionella* occasionalmente riscontrata nelle reti di approvvigionamento idrico esterne agli edifici raramente rappresentano un reale rischio per la salute umana. Diversamente, all'interno degli edifici, il disinfettante residuo veicolato dall'acqua in ingresso risulta spesso inefficace nella prevenzione della proliferazione microbica a causa delle

criticità già descritte nel capitolo precedente. Sono quindi necessarie ulteriori misure per contrastare gli effetti avversi di tali criticità evitando, soprattutto, che l'acqua ristagni a temperature favorevoli alla crescita batterica.

L'erogazione di acqua fredda deve essere mantenuta a temperature non superiori a 20°C, isolando tubazioni, serbatoi di stoccaggio ed eventuali dispositivi di trattamento (come, ad esempio, gli addolcitori) dal contatto con possibili sorgenti di calore. Viceversa, l'acqua calda sanitaria deve essere stoccata e distribuita a temperature non inferiori a 50°C, limite al di sopra del quale si riscontra la progressiva inattivazione del batterio (23-26). In particolare, la temperatura dell'acqua all'interno dei boiler e dei serbatoi di stoccaggio deve raggiungere 60°C almeno una volta al giorno. Tale temperatura deve essere garantita in tutti i punti del boiler, incluso il fondo, anche nei momenti di forte richiesta idrica. I serbatoi devono essere accessibili per la pulizia di possibili accumuli di fango o di altri depositi. Serbatoi, filtri e altre apparecchiature devono essere ispezionabili e non devono presentare punti ciechi o altre zone di ristagno.

Particolare attenzione deve essere prestata alla protezione degli impianti idraulici durante la costruzione o la ristrutturazione di nuovi edifici ospedalieri. Prima dell'apertura di un nuovo padiglione, la rete idrica interna deve essere accuratamente bonificata da possibili contaminazioni microbiologiche e l'acqua dell'impianto di distribuzione deve essere sottoposta a test di qualità microbiologica in grado di accertare anche l'assenza di *Legionella*.

Trattamenti per la bonifica delle reti idriche: aspetti generali

Le procedure per contrastare la contaminazione da *Legionella* iniziano con una corretta progettazione e installazione degli impianti per poi proseguire attraverso un'efficace manutenzione degli stessi che garantisca oltre che la funzionalità anche la relativa igienicità.

Quando una rete di distribuzione di acqua calda sanitaria viene contaminata da *Legionella* è necessario intervenire prontamente con una o più misure di decontaminazione e controllo da espletare in modo continuo o intermittente. Allo stato attuale delle conoscenze nessuno dei trattamenti proposti è in grado di assicurare l'eradicazione completa e permanente del batterio dalla rete idrica sottoposta a bonifica: risulta, quindi, necessario reiterare gli interventi nel tempo anche in funzione del livello di contaminazione riscontrato in campioni di acqua calda sanitaria prelevati periodicamente dai siti più rappresentativi della rete idrica in esame.

La scelta delle procedure più appropriate tra quelle di tipo meccanico, fisico e/o chimico è fortemente condizionata dalle caratteristiche della struttura in cui si intende operare, dell'impianto idrico e dell'acqua veicolata. Gli interventi di tipo meccanico, basati sull'eliminazione di incrostazioni e biofilm, sulla segregazione delle zone stagnanti nonché sull'inibizione della corrosione, appartengono alla categoria dei provvedimenti primari da perseguire soprattutto in fase di manutenzione. Viceversa, quelli di tipo fisico e/o chimico sono interventi di vera e propria bonifica ed eventualmente di mantenimento delle condizioni igieniche raggiunte.

Nei capitoli seguenti sono descritti i principali approcci fisici e chimici attualmente in uso nella bonifica delle reti idriche ospedaliere e alberghiere.

Metodi fisici per la bonifica delle reti idriche

Shock termico e disinfezione termica notturna

Tra i trattamenti fisici quello più noto è l'innalzamento della temperatura dell'acqua, praticato secondo due modalità:

- shock termico, durante il quale si eleva saltuariamente la temperatura a 70° - 80°C e si lascia scorrere l'acqua per un tempo di 30 min attraverso tutti i rubinetti, compresi quelli distali;
- disinfezione termica notturna, basata sul mantenimento della temperatura tra 55 e 60°C nella rete e a monte della miscelazione con acqua fredda.

Le due procedure si basano sulle evidenze acquisite dall'analisi delle curve di sopravvivenza del batterio in funzione della temperatura: nel caso di *L. pneumophila* il tempo minimo necessario per la riduzione del 90% della concentrazione del batterio (1 Log) è di 80-380, 19-27, 2-5 e 1 min rispettivamente a 50°, 55°, 60° e 70°C (27-29). Nel migliore dei casi questo tipo di trattamento produce risultati positivi fino al medio termine in quanto si assiste alla ricolonizzazione dell'impianto dopo settimane o mesi dal termine delle operazioni di bonifica (30, 31). Per gli edifici più vecchi, dove può esserci un significativo accumulo di calcare all'interno delle tubazioni, può essere necessario un tempo di risciacquo aggiuntivo al fine di contrastare l'inerzia termica derivante dalle proprietà isolanti del calcare. In tutti i casi occorre comunque fare attenzione a ridurre al minimo il rischio di scottature o allagamenti involontari durante la messa in atto delle procedure.

Filtrazione al punto d'uso

I filtri installati in prossimità dei punti di utilizzo dell'acqua calda sanitaria sono dispositivi progettati per trattare piccoli flussi di acqua mediante l'impiego di una barriera meccanica in grado di rimuovere particelle di dimensioni superiori a 0,2 µm (microfiltrazione). Gli operatori ospedalieri, i proprietari di edifici, di alberghi e di case di cura utilizzano tipicamente dispositivi di filtrazione al punto d'uso (*Point Of Use*, POU), sia come misura proattiva, ma anche in risposta a situazioni di emergenza (in particolare nei reparti ospedalieri dove sono ricoverati pazienti ad elevato rischio).

È un sistema di trattamento localizzato, facile da installare, basato sull'impiego di filtri che devono essere sostituiti con regolarità a causa del progressivo intasamento. Uno studio, condotto in un centro oncologico della Pennsylvania nordoccidentale, ha evidenziato che i filtri POU di nuova generazione sono in grado di rimuovere *Legionella* dall'acqua filtrata per un periodo di 12 settimane (32).

Tali dispositivi possono incrementare la contaminazione della rete idrica a monte del punto di installazione se non vengono adottate ulteriori misure di controllo.

Irraggiamento UV

I raggi UV, generati da lampade al mercurio o allo xenon all'interno di una camera idraulica nella quale scorre l'acqua calda sanitaria, sono in grado di produrre danni al genoma e al sistema enzimatico del batterio: in particolare la radiazione a 254 nm ostacola la replicazione dei batteri a seguito della dimerizzazione della timina presente nel DNA. Le lesioni prodotte dall'irraggiamento UV sono in parte contrastate dalla fotoriattivazione a 320-370 nm promossa

dall'enzima fotoliasi presente nel batterio, a seguito della quale si ha la riparazione del DNA danneggiato. L'irraggiamento continuo per 20 min ad una dose di 30 W·s/cm² a 254 nm produce una diminuzione di 5 Log in *L.pneumophila* (33), ma sono necessarie dosi almeno 3 volte superiori in caso di esposizione del batterio alla luce fotoriattivante (34).

La radiazione UV non ha alcun tipo di effetto residuo su *Legionella* o biofilm presente a valle del dispositivo di trattamento. Negli ospedali le unità di irraggiamento vengono installate vicino ai punti di utilizzo, insieme a sistemi di prefiltrazione per prevenire l'accumulo di calcare.

Flussaggio programmato

È noto come la stagnazione prolungata dell'acqua all'interno delle tubazioni e dei serbatoi favorisca, nel tempo, la proliferazione di *Legionella* nelle reti idriche contaminate dal batterio. Tale condizione deve essere contrastata efficacemente eliminando le zone morte eventualmente presenti lungo la rete e praticando il flussaggio di tutti i terminali remoti in disuso con una frequenza non inferiore a quella settimanale. Durante il flussaggio l'acqua stagnante nel tratto di rete inutilizzato viene sostituita dalla massa d'acqua presente nelle parte attiva della rete, determinando una progressiva riduzione della concentrazione di *Legionella* e un parziale distacco del biofilm contaminato (35).

La procedura di flussaggio deve essere eseguita da personale addestrato e competente, utilizzando adeguati dispositivi di protezione individuale e adottando adeguate misure per il contenimento del rischio di esposizione di pazienti o residenti.

La procedura deve includere i seguenti step:

- rimozione, pulizia e sanitizzazione di filtri, limitatori di flusso e soffioni;
- flussaggio di ciascun terminale remoto con acqua fredda per un tempo non inferiore a 5 min;
- flussaggio dei suddetti terminali con acqua calda per un tempo sufficiente alla stabilizzazione della temperatura e comunque non inferiore a 5 min, limitando al minimo la produzione di aerosol;
- ripristino dei dispositivi precedentemente disassemblati.

Nelle strutture ospedaliere e in quelle alberghiere il flussaggio delle zone remote può essere automatizzato mediante l'installazione di elettrovalvole azionate periodicamente da dispositivi di controllo.

Metodi chimici per la bonifica delle reti idriche

Clorazione

Il cloro è un disinfettante utilizzato con successo dai gestori acquedottistici nazionali e internazionali nel controllo igienico-sanitario delle acque potabili. Nel territorio dell'Unione Europea la concentrazione consigliata all'utenza (pari a 0,2 mg/L) consente di tenere sotto controllo la contaminazione di origine fecale evitando al contempo la formazione di sottoprodotti della disinfezione in concentrazione superiore ai corrispondenti valori guida raccomandati dalla WHO. Nel trattamento di acqua calda sanitaria contaminata da *Legionella* è necessario un dosaggio più elevato a causa della maggiore resistenza del batterio al disinfettante (dalle 40 alle 68 volte superiore a quella riscontrata per *E. coli* (36)). La resistenza di *Legionella* all'azione

biocida del cloro è ulteriormente potenziata dall'azione protettiva esercitata da biofilm e protozoi, come le amebe, all'interno dei quali il batterio continua a moltiplicarsi (37).

Per la disinfezione delle reti idriche interne contaminate da *Legionella* si utilizzano due approcci:

- l'iperclorazione shock, nella quale la concentrazione di cloro residuo viene mantenuta tra 20 e 50 mg/L per 1-2 ore;
- l'iperclorazione continua, nella quale la concentrazione del disinfettante oscilla tra 1 e 3 mg/L per un tempo prolungato.

In entrambi i casi è necessario incrementare la concentrazione del biocida già presente nell'acqua erogata dal gestore acquedottistico, monitorando attentamente i fenomeni avversi che si possono innescare nella rete, quali, ad esempio, la corrosione delle tubature, la formazione di sottoprodotti della disinfezione e l'incremento di tossicità per l'utenza. Inoltre, poiché il cloro si solubilizza in acqua come acido ipocloroso e ipoclorito, in equilibrio acido-base tra loro, è necessario operare a pH non superiori a 7,5 al fine di garantire una prevalenza della forma neutra indissociata, nota per essere più attiva nei confronti del batterio.

L'iperclorazione viene comunemente effettuata per aggiunta di una soluzione concentrata di ipoclorito di sodio contenente idrossido di sodio come stabilizzante. Recentemente è stato proposto l'impiego di cloro generato elettroliticamente a pH < 7,5 a partire da soluzioni contenenti cloruro di sodio al fine di contrastare le problematiche emerse durante l'impiego di ipoclorito di sodio (38-40).

Cloramminazione

La monoclorammina è il composto più attivo tra le clorammine inorganiche (cloro combinato) che si formano aggiungendo ipoclorito ad una soluzione acquosa contenente ammoniacca. Pur essendo un ossidante più debole del cloro, il suo impiego in concentrazioni comprese tra 1,5 e 3,0 mg/L si è recentemente affermato nel trattamento delle reti idriche contaminate da *Legionella* a causa della maggiore stabilità chimica e inerzia al pH, caratteristiche alle quali sono associate una maggiore penetrazione nel biofilm e nei rami morti della rete idrica (41).

La coltivabilità cellulare di *L. pneumophila* diminuisce significativamente dopo 24 ore di esposizione a 1 mg/L di monoclorammina e si arresta del tutto per concentrazioni del biocida prossime a 1,5 mg/L (42).

Tra gli effetti avversi segnalati durante l'impiego di questo disinfettante figurano l'incremento di micobatteri e di coliformi totali (43-45), la nitrificazione (46), l'interazione con gomme e plastiche e la formazione di clorammine organiche.

Trattamento con biossido di cloro

Il biossido di cloro è un potente ossidante prodotto *in situ* per miscelazione di due reagenti (prevalentemente clorito di sodio e acido cloridrico o, in alternativa, clorato di sodio e acido solforico) in condizioni rigorosamente controllate. È un biocida molto efficace nell'eliminazione di agenti patogeni come *Legionella* e nel controllo del biofilm (47-48), ma la sua efficacia, indipendente dal pH, può essere vanificata sia dalla sua naturale instabilità sia dalla forte reattività con tubazioni, valvole e giunti in ferro, ghisa o rame: questi fenomeni determinano un rapido decadimento della sua concentrazione per riduzione a clorito, soprattutto nei punti più distali della rete idrica dove maggiore è il rischio di proliferazione batterica.

La concentrazione efficace consigliata da alcuni autori varia tra 0,1 e 1,0 mg/L a seconda delle peculiarità dell'impianto, delle caratteristiche chimiche dell'acqua e del livello quali-quantitativo della contaminazione da *Legionella*.

In caso di forte contaminazione microbiologica, è stato proposto un trattamento shock della rete con concentrazioni comprese tra 5 e 10 mg/L, assicurando il flussaggio di tutti i punti di prelievo. Al termine del trattamento shock, durante il quale deve essere interdetto il consumo dell'acqua calda sanitaria a uso potabile, quest'ultima viene drenata e sostituita con un nuovo apporto fino a ridurre la concentrazione del biocida ai livelli di mantenimento (0,1-1,0 mg/L).

Tra le problematiche segnalate nell'utilizzo di questo disinfettante figura la scarsa attendibilità di alcuni metodi analitici correntemente in uso nel dosaggio della concentrazione residua di ClO₂ in acqua, a cui è stata associata una sovrastima del valore presso i punti distali della rete idrica.

Ozonizzazione

L'ozono è un disinfettante più efficace del cloro, del biossido di cloro e della monoclorammina nella riduzione di patogeni veicolati dall'acqua. Prove condotte in laboratorio hanno evidenziato che a seguito del trattamento in continuo con 1-2 mg/L di ozono si ha una riduzione di 5 Log nella concentrazione di *L. pneumophila* dopo 3 ore di contatto (33). Concentrazioni di ozono pari a 0,1-0,3 mg/L consentono un abbattimento di 2 Log nell'arco di 5 min (49).

L'ozono può danneggiare le tubazioni della rete idrica e ha un tempo di dimezzamento estremamente breve soprattutto in acqua calda, rendendo praticamente impossibile il suo impiego come disinfettante sistemico.

Ionizzazione rame-argento

Cationi metallici, come quelli di rame e argento, sono in grado di legarsi alla parete cellulare batterica carica negativamente, alterando la sua permeabilità. Questo fenomeno, insieme alla denaturazione delle proteine, porta alla lisi cellulare e alla morte del batterio (50).

Operando alla temperatura di 45°C è stata registrata una riduzione di 5 Log di *Legionella* dopo 1 ora dall'aggiunta di ioni argento e rame alle rispettive concentrazioni di 80 e 800 µg/L e dopo 24 ore quando la concentrazione era, rispettivamente, 20 e 200 µg/L (51). Il dosaggio consigliato è quindi di 0,02-0,08 mg/L per lo ione argento e di 0,2-0,8 mg/L per lo ione rame (52-53). Tali valori possono essere raggiunti sia per dosaggio diretto di soluzioni concentrate che per via elettrolitica, utilizzando camere di ionizzazione a flusso continuo contenenti elettrodi di rame e argento.

Acque dure o con pH superiori a 8,0 possono limitare l'efficacia della ionizzazione a seguito della precipitazione degli ioni di rame. In presenza di ioni cloruro, la concentrazione degli ioni argento si riduce significativamente alterando la sua capacità biocida (54). Analogamente l'impiego di agenti anticorrosivi, come, ad esempio, i fosfati, determina un impatto negativo sull'efficacia degli ioni rame-argento (55).

In alcuni ospedali sono stati segnalati casi di *L. pneumophila* derivanti dallo sviluppo di resistenza del batterio agli ioni rame-argento dopo anni di utilizzo del sistema di ionizzazione (56).

Trattamento con perossido di idrogeno e ioni argento

Viene effettuato tramite una soluzione stabile e concentrata contenente perossido di idrogeno (acqua ossigenata) e ioni argento, sfruttando l'azione battericida di ciascun componente e la

sinergia che tra di loro si sviluppa (effetto catalitico dello ione argento). La concentrazione in acqua proposta per il controllo della contaminazione della rete idrica è di 10 mg/L per il perossido di idrogeno e di 10 µg/L per lo ione argento.

Studi condotti nell'ambito di un accordo di collaborazione tra Istituto Superiore di Sanità (ISS) e Azienda Provinciale per i Servizi Sanitari (APSS) di Trento hanno evidenziato la sua scarsa efficacia nei confronti di *L. pneumophila* sg 1 sottotipo Philadelphia, quando la temperatura dell'acqua scende al di sotto dei 45°C. Poiché le concentrazioni di perossido di idrogeno e di ioni argento sono soggette a fluttuazioni, è necessario controllare sistematicamente il loro valore. Tale tecnica non è adatta al trattamento di reti idriche in acciaio zincato dal momento che lo zinco è in grado di rimuovere l'argento per ossidoriduzione.

Bibliografia

1. Costa J, da Costa MS, Verissimo A. Colonization of a therapeutic spa with Legionella spp: a public health issue. *Res Microbiol* 2010;161(1):18-25.
2. De Giglio O, Napoli C, Apollonio F, Brigida S, Marzella A, Diella G, Calia C, Scrascia M, Pacifico C, Pazzani C, Uricchio VF, Montagna MT. Occurrence of Legionella in groundwater used for sprinkler irrigation in Southern Italy. *Environ Res* 2019;170:215-21.
3. Graells T, Ishak H, Larsson M, Guy L. The all-intracellular order Legionellales is unexpectedly diverse, globally distributed and lowly abundant. *FEMS Microbiol Ecol* 2018;94(12):fy185.
4. Haupt TE, Heffernan RT, Kazmierczak JJ, Nehls-Lowe H, Rheineck B, Powell C, Leonhardt KK, Chitnis AS, Davis JP. An outbreak of Legionnaires disease associated with a decorative water wall fountain in a hospital. *Infect Control Hosp Epidemiol* 2012;33(2):185-91.
5. Montagna MT, Cristina ML, De Giglio O, Spagnolo AM, Napoli C, Cannova L, Deriu MG, Delia SA, Giuliano A, Guida M, Laganà P, Liguori G, Mura I, Pennino F, Rossini A, Tardivo S, Torre I, Torregrossa MV, Villafrate MR, Albertini R, Pasquarella C. Serological and molecular identification of Legionella spp. isolated from water and surrounding air samples in Italian healthcare facilities. *Environ Res* 2016;146:47-50.
6. Fields BS. The molecular ecology of legionellae. *Trends Microbiol* 1996;4(7):286-90.
7. Borella P, Montagna MT, Stampi S, Stancanelli G, Romano-Spica V, Triassi M, Marchesi I, Bargellini A, Tatò D, Napoli C, Zanetti F, Leoni E, Moro M, Scaltriti S, Ribera D'Alcalà G, Santarpia R, Boccia S. Legionella contamination in hot water of Italian hotels. *Appl Environ Microbiol* 2005;71(10):5805-13.
8. Napoli C, Fasano F, Iatta R, Barbuti G, Cuna T, Montagna MT. Legionella spp. and legionellosis in southeastern Italy: disease epidemiology and environmental surveillance in community and health care facilities. *BMC Public Health* 2010;10:660.
9. Euzéby JP. List of Bacterial Names with Standing in Nomenclature: a folder available on the Internet. *Int J Syst Bacteriol* 1997;47(2):590-2.
10. Palmer A, Painter J, Hassler H, Richards VP, Bruce T, Morrison S, Brown E, Kozak-Muiznieks NA, Lucas C, McNealy TL. Legionella clemsonensis sp. nov.: a green fluorescing Legionella strain from a patient with pneumonia. *Microbiol Immunol* 2016; 60(10):694-701.
11. Relich RF, Schmitt BH, Raposo H, Barker L, Blosser SJ, May M. Legionella indianapolisensis sp. nov., isolated from a patient with pulmonary abscess. *Int J Infect Dis* 2018;69:26-28.
12. European Centre for Disease Prevention and Control (ECDC). Legionnaires' disease. *ECDC Annual Epidemiological Report for 2017*. ECDC;2019.
13. Rota MC, Caporali MG, Bella A, Scaturro M, Giannitelli S, Ricci ML. Rapporto Annuale sulla Legionellosi in Italia nel 2018. *Notiziario dell'Istituto Superiore di Sanità* 2019; 32:7-13.

14. Ministero della Salute. *Linee guida per la prevenzione ed il controllo della legionellosi*. Roma Ministero della Salute; 2015. Disponibile all'indirizzo: http://www.salute.gov.it/imgs/C_17_pubblicazioni_2362_allegato.pdf; ultima consultazione 28/7/2020.
15. Commissione Europea. *Proposta di direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione)*. Bruxelles: Commissione Europea; 2018. (COM(2017) 753 final).
16. Consiglio dell'Unione europea. *Proposta di direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione) – Orientamento generale. REV 1*. Bruxelles: Consiglio dell'Unione europea; 2019. (6876/1/19 REV 1).
17. Dondero TJ, Rendtorff RC, Mallison GF, Weeks RM, Levy JS, Wong EW, Schaffner W. An outbreak of Legionnaires' disease associated with a contaminated air-conditioning cooling tower. *N Engl J Med* 1980;302(7):365-70.
18. Kramer M, Beer G, Nechwatal R, Exner M, Klätte OJ, Ehret W. Case study of a Legionella epidemic in a rehabilitation clinic. *Zentralbl Hyg Umweltmed* 1992;193(3):262-71.
19. Breiman RF. Modes of transmission in epidemic and non-epidemic Legionella infection: directions for further study, in Legionella: current status and emerging perspectives, J.M. Barbaree, R.F. Breiman, and A.P. Dufour, Editors American Society for Microbiology: Washington DC 1993,129-36.
20. Mermel LA, Josephson SL, Giorgio CH, Dempsey J, Parenteau S. Association of Legionnaires' disease with construction: contamination of potable water? *Infect Control Hosp Epidemiol* 1995;16(2):76-81.
21. Straus WL, Plouffe JF, File TM Jr, Lipman HB, Hackman BH, Salstrom SJ, Benson RF, Breiman RF. Risk factors for domestic acquisition of legionnaires disease. Ohio legionnaires Disease Group. *Arch Intern Med* 1996;156(15):1685-92.
22. Memish ZA, Oxley C, Contant J, Garber GE. Plumbing system shock absorbers as a source of Legionella pneumophila. *Am J Infect Control* 1992;20(6):305-9.
23. NHMRC. *Guidance on control of Legionella*. Canberra: National Health and Medical Research Council; 1996.
24. Health and Safety Executive. *Legionnaires' disease: the control of legionella bacteria in water system: approved code of practice and guidance*. London: HSE Books; 2000.
25. DVGW. *Trinkwassererwärmungs- und Leitungsanlagen; technische Maßnahmen zur Verminderung des Legionellenwachstums*. [Drinking-water heating system and conduits: technical measures to decrease Legionella growth]. Vol. Arbeitsblatt W551. Bonn: Deutscher Verein für das Gas- und Wasserfach; 1996.
26. Gezondheidsraad. *Prevention of legionellosis, recommendations from a committee of the Health Council of the Netherlands*. The Hague: Gezondheidsraad (Health Council of the Netherlands); 1986.
27. Dennis PJ, Green D, Jones BP. A note on the temperature tolerance of Legionella. *J Appl Bacteriol* 1984;56(2):349-50.
28. Schulze-Röbbecke R, Rödder M, Exner M. Multiplication and killing temperatures of naturally occurring legionellas. *Zentralbl Bakteriolog Mikrobiol Hyg B*. 1987;184(6):495-500.
29. Lin YS, Stout JE, Yu VL, Vidic RD. Disinfection of water distribution systems for Legionella. *Semin Respir Infect* 1998;13(2):147-59.
30. Ezzeddine H, Van Ossel C, Delmée M, Wauters G. Legionella spp. in a hospital hot water system: effect of control measures. *J Hosp Infect* 1989;13(2):121-31.
31. Muraca PW, Yu VL, Goetz A. Disinfection of water distribution systems for legionella: a review of application procedures and methodologies. *Infect Control Hosp Epidemiol* 1990;11(2):79-88.

32. Baron JL, Peters T, Shafer R, MacMurray B, Stout JE. Field evaluation of a new point-of-use faucet filter for preventing exposure to Legionella and other waterborne pathogens in health care facilities. *Am J Infect Control* 2014;42(11):1193-6.
33. Muraca P, Stout JE, Yu VL. Comparative assessment of chlorine, heat, ozone, and UV light for killing Legionella pneumophila within a model plumbing system. *Appl Environ Microbiol* 1987;53(2):447-53.
34. Knudson GB. Photoreactivation of UV-irradiated Legionella pneumophila and other Legionella species. *Appl Environ Microbiol* 1985;49(4):975-80.
35. Health & Safety Executive. *Legionnaires' disease. The control of legionella bacteria in water systems. Vol. HSG274 Part 2*. Norwich: HSE Books; 2013
36. Kuchta JM, States SJ, McNamara AM, Wadowsky RM, Yee RB. Susceptibility of Legionella pneumophila to chlorine in tap water. *Appl Environ Microbiol* 1983;46(5):1134-9.
37. Kuchta, JM. Effect of chlorine on the survival and growth of Legionella pneumophila and Hartmanella vermiformis. In: Barbaree JM, Breiman RF, Dufour AF (Ed.). *Legionella: current status and emerging perspectives*. Washington, DC: American Society for Microbiology; 1993.
38. Migliarina F, Ferro S. A Modern Approach to Disinfection, as Old as the Evolution of Vertebrates Healthcare (Basel) 2014; 2(4):516-26.
39. Thorn RMS, Lee SWH, Robinson GM, Greenman J, Reynolds DM. Electrochemically activated solutions: evidence for antimicrobial efficacy and applications in healthcare environments. *Eur J Clin Microbiol Infect Dis* 2012;31(5):641-53.
40. Totaro M, De Vita E, S Giorgi, Profeti, Porretta SA, Gallo Antonio, Frendo L, Casini B, Valentini P, Privitera G, Baggiani A. Comparison of Anolyte and Chlorine Dioxide for a Continuous Hot Water Disinfection in Nursing Home: A Two Years Legionnaires' Disease. *Prevention Journal of Water Resource and Protection* 2019;11233-43.
41. Coniglio MA, Stefano M, Mohamed HY. Monochloramine for controlling Legionella in biofilms: how much we know? *J Nat Sci* 2015;1(2):e44.
42. Turetgen I. Induction of Viable but Nonculturable (VBNC) state and the effect of multiple subculturing on the survival of Legionella pneumophila strains in the presence of monochloramine. *Ann. Microbiol* 2008;58:153-6.
43. Pryor M, Springthorpe S, Riffard S, Brooks T, Huo Y, Davis G, Sattar SA. Investigation of opportunistic pathogens in municipal drinking water under different supply and treatment regimes. *Water Sci Technol* 2004;50(1):83-90.
44. Moore MR, Pryor M, Fields B, Lucas C, Phelan M, Besser RE. Introduction of monochloramine into a municipal water system: impact on colonization of buildings by Legionella spp. *Appl Environ Microbiol* 2006; 72(1):378-83.
45. Baron JL., Vikram A, Duda S, Stout JE, Bibby K. Shift in the microbial ecology of a hospital hot water system following the introduction of an on-site monochloramine disinfection system. *PLoS One* 2014;9(7):e102679.
46. American Water Works Association. *Manual M56. Nitrification Prevention and Control in Drinking Water*. Denver, CO: AWWA; 2013.
47. Walker JT, Mackerness CW, Mallon D, Makin T, Williets T, Keevil CW. Control of Legionella pneumophila in a hospital water system by chlorine dioxide. *J Ind Microbiol* 1995;15(4):384-90.
48. Hamilton E, Seal DV, Hay J. Comparison of chlorine and chlorine dioxide disinfection for control of Legionella in a hospital potable water supply. *J Hosp Infect* 1996;32(2):156-60.
49. Domingue EL, Tyndall RL, Mayberry WR, Pancorbo OC. Effects of three oxidizing biocides on Legionella pneumophila serogroup 1. *Appl Environ Microbiol* 1988;54(3):741-7.

50. Liu Z, Stout JE, Tedesco L, Boldin M, Hwang C, Diven WF, Yu VL. Controlled evaluation of copper-silver ionization in eradicating *Legionella pneumophila* from a hospital water distribution system. *J Infect Dis* 1994; 169(4):919-22.
51. Rohr U, Senger M, Selenka F. Effect of silver and copper ions on survival of *Legionella pneumophila* in tap water. *Zentralbl Hyg Umweltmed* 1996;198(6):514-21.
52. Lin Yu-Sen E, Vidic RD, Stout JE, Yu VL. Individual and combined effects of copper and silver ions on inactivation of *Legionella pneumophila*. *Water Res* 1996;30(8):1905-13.
53. Walraven N, Pool W, Chapman C. The dosing accuracy of copper and silver ionisation systems: separate high purity copper and silver electrodes versus copper/silver alloys. *J Water Process Eng* 2015;8(9):119-25.
54. Lin YE, Vidic RD, Stout JE, Yu VL. Negative effect of high pH on biocidal efficacy of copper and silver ions in controlling *Legionella pneumophila*. *Appl Environ Microbiol* 2002;68(6): 2711-5.
55. Lin YE Vidic RD. Possible phosphate interference with copper-silver ionization for *Legionella* control. *J Hosp Infect* 2006;62(1):119.
56. Lin YE, Stout JE, Yu VL. Controlling *Legionella* in hospital drinking water: an evidence-based review of disinfection methods. *Infect Control Hosp Epidemiol* 2011.32(2):166-73.

ANALISI DI RISCHIO NELLE NAVI E PER LA DISSALAZIONE

Daniela Mattei, Susanna Murtas

Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Al pari degli altri sistemi e servizi idropotabili, anche la filiera di approvvigionamento / produzione e/o distribuzione idro-potabile su unità navali, così come la filiera idropotabile asservita a impianti di dissalazione, devono ricadere nell'ambito del sistema di valutazione del rischio individuato dai Piani di Sicurezza dell'Acqua (PSA). Questo perché l'art. 2, c.1 del DL.vo 31/2001, definendo quali siano le acque destinate al consumo umano, cioè:

“le acque trattate o non trattate, destinate ad uso potabile, per la preparazione di cibi e bevande, o per altri usi domestici, a prescindere dalla loro origine, siano esse fornite da una rete di distribuzione, mediante cisterne, in bottiglie o in contenitori”,

di fatto obbliga i gestori dei suddetti sistemi idrici a elaborare e mantenere un PSA, previa approvazione del Ministero della Salute, a seguito di valutazione da parte dell'ISS, ai sensi del DM 14 giugno 2017 (decreto di recepimento della Direttiva (UE) 2015/1787).

Implementazione di un PSA nella filiera idropotabile su unità navali

Esistono diversi documenti di riferimento utili a implementare un PSA nella filiera di approvvigionamento / produzione e/o distribuzione idro-potabile su unità navali: in particolare, lo *European Manual for Hygiene Standards and Communicable Disease Surveillance on Passenger Ships* (1) e la *Guide to Ship Sanitation* (2). Lo schema di implementazione del PSA si suddivide in:

- una fase preliminare in cui si costituisce un team multidisciplinare;
- una fase di valutazione del sistema idrico;
- una fase di monitoraggio operativo;
- un piano di gestione.

Il fine ultimo è quello di distribuire nell'unità navale acqua sicura per bere, lavarsi, preparare pietanze, per attività ricreative come l'uso di piscine, spa, mezzi antiincendio, vapore, lavastoviglie, lavanderia, servizi igienici, trattamenti per capelli, trattamenti di bellezza, aria condizionata, caldaie, refrigerazione, lavaggio in coperta.

Costituzione di un team multidisciplinare

La costituzione di un team multidisciplinare per la stesura del PSA dovrà prevedere la presenza del capitano, dello staff medico e tutti quei soggetti dell'equipaggio coinvolti e/o responsabili della gestione del sistema di acqua potabile. Inoltre, tutti i componenti dovranno essere opportunamente addestrati allo scopo di implementare il PSA nell'unità navale.

Valutazione del sistema idrico

La valutazione del sistema sarà condotta dalla fornitura al consumatore, inclusi la sorgente d'acqua, le operazioni di rifornimento, la produzione, il trattamento, la conservazione e la distribuzione. In particolare, questo processo si articolerà attraverso:

- *Documentazione e descrizione del sistema*
In questa fase sarà necessario documentare e descrivere tutti i processi e componenti del sistema idrico (compreso quello di acqua non potabile), attraverso schemi e diagrammi dettagliati. Ad esempio, si dovrà descrivere e documentare: se l'approvvigionamento dell'acqua avviene in porto, direttamente dalla rete del gestore locale oppure da serbatoi dedicati, o ancora se avviene in alto mare; se la modalità di rifornimento (*bunkering*) prevede l'utilizzo di manichette o di piattaforme di trasferimento; come l'acqua viene prodotta (vedi sistemi di dissalazione, quando l'approvvigionamento preveda il prelievo di acqua di mare) e/o trattata (vedi processo di remineralizzazione e disinfezione); dove e come l'acqua prodotta e trattata o prelevata sia conservata; quali siano le diverse vie di esposizione umana (ingestione, contatto, inalazione) che i processi e i componenti del sistema idrico causano.
- *Valutazione dei pericoli e prioritizzazione dei rischi*
In questa fase sarà necessario: identificare i pericoli (es. microrganismi fecali, *Legionella*, contaminanti chimici, agenti fisici) e gli eventi pericolosi in tutte le varie fasi della "filiera" dell'unità navale (es. durante l'approvvigionamento, la produzione e trattamento, la conservazione e la distribuzione) al fine di compilare la matrice di rischio, in modo da attribuire per ogni evento pericoloso il livello di rischio associato e conseguentemente compilare una lista di rischi prioritari da gestire.
- *Identificazione e validazione delle misure di controllo per ogni evento pericoloso*
In questa fase sarà importante, una volta identificati tutti gli eventi pericolosi, individuare e validare, per ciascuno di essi, quelle misure di controllo quali ad esempio: prima del rifornimento l'idoneità al consumo dell'acqua secondo il DL.vo 31/2001; durante il rifornimento l'impiego di dispositivi dedicati e disinfettati prima dell'uso e di materiali compatibili con l'acqua destinata al consumo umano; durante l'eventuale produzione di acqua potabile a partire da acqua di mare, la filtrazione di quest'ultima, la scelta del punto di prelievo, l'impiego del doppio sensore di conduttività con allarme e spegnimento automatico del sistema produttivo, la remineralizzazione e conseguente disinfezione; nella conservazione la scelta di serbatoi costruiti con materiali adeguati e facilmente accessibili; nella distribuzione l'impiego di tubature opportunamente colorate in accordo con la ISO 14726, l'impiego di valvole di non ritorno, il mantenimento di disinfettante residuo e l'isolamento di tubature e serbatoi alla T al di fuori del range 20-50°C per minimizzare il rischio *Legionella*.

Monitoraggio operativo

Per il monitoraggio operativo occorre:

- *Definire i limiti operativi*
Una volta valutato il sistema, il monitoraggio operativo includerà tutte quelle misurazioni di definiti parametri (vedi ad esempio il cloro residuo durante il rifornimento e/o durante la produzione e in un qualsiasi punto remoto del sistema di distribuzione, il pH durante il rifornimento e produzione di acqua, il test per *E. coli*, la temperatura dell'acqua e così via)

relativi alla qualità dell'acqua in grado di individuare tutte quelle deviazioni dai limiti operativi. Questi ultimi saranno stabiliti da standard internazionali e/o riferimenti normativi nazionali. Mentre, l'ispezione mensile delle procedure di rifornimento e relative attrezzature (vedi limiti operativi quali: appropriato utilizzo delle manichette; incompatibili sistemi di fissaggio di tubi per H₂O non potabile, adeguata etichettatura, appropriati materiali di costruzione), unitamente al programma di monitoraggio per garantire che non esista acqua stagnante nel sistema di distribuzione, completeranno questa seconda fase.

– *Stabilire un piano di monitoraggio operativo*

I piani di monitoraggio operativo, oltre a comprendere i suddetti limiti operativi, dovranno necessariamente includere: la definizione dei punti e frequenza di campionamento, la lista delle strumentazioni richieste, gli standard delle strumentazioni per effettuare il monitoraggio stesso (vedi tarature e certificazioni), la conformità con i metodi standard per il monitoraggio della qualità dell'acqua, la definizione dei locali che devono essere ispezionati e la relativa frequenza delle ispezioni e, per finire, la definizione dei requisiti di qualifica dell'equipaggio che esegue il monitoraggio operativo.

Piano di gestione

Terza e ultima fase di un piano di implementazione di un PSA su unità navali è quella dedicata al piano di gestione. In quest'ultima fase sarà necessario:

– *Stabilire azioni correttive*

Quando il monitoraggio operativo dimostra che le esistenti misure di controllo non operano efficacemente, sarà necessario introdurre azioni correttive per assicurare che il sistema torni a funzionare in modo sicuro. In questo caso le azioni correttive da intraprendere includeranno qualsiasi correzione di un problema, con relativa identificazione delle cause che lo hanno provocato e azioni atte a impedire che il problema stesso si ripresenti, come ad esempio: riparazioni, sostituzioni di attrezzature o apparecchiature, processi di superclorazione, cicli di flussaggio della rete – successivo scarico – nuovo rifornimento, in modo tale da garantire la qualità dell'acqua fino a rettifica. Sarà utile, inoltre, comunicare ad altre navi la lezione imparata.

– *Istituire un Sistema di conservazione dei documenti e di programmi di supporto*

Come in un sistema di assicurazione della qualità, anche nel processo di implementazione di un PSA sarà fondamentale conservare documenti sia generici sia specifici del sistema, come ad esempio: il manuale dell'acqua, la periodica manutenzione del sistema, i piani di emergenza, la gestione azioni correttive, l'attività di formazione del team, i programmi di monitoraggio operativo e relativi risultati, i parametri misurati e i limiti operativi, la pianificazione delle ispezioni e gli esiti di quest'ultime. A supporto del PSA, inoltre, non potranno mancare programmi dedicati quali: la stesura di procedure standard operative su prassi di lavoro igienico/sanitario, i piani di controllo sulla qualità dei materiali e sui prodotti chimici, la taratura e i programmi di manutenzione preventiva per le strumentazioni usate per il monitoraggio nelle principali misure di controllo e infine l'addestramento del l'equipaggio su tutti i rischi associati alla qualità dell'acqua.

– *Stabilire un piano di verifica*

Per finire, la *verifica* della conformità dell'acqua per il consumo umano sarà il processo che assicurerà la produzione e/o gestione di acqua sicura da parte della filiera idro-potabile su unità navali. Essa comprenderà: il monitoraggio della qualità dell'acqua (regolari analisi microbiologiche e chimiche: es. batteri fecali, *Legionella*, torbidità, metalli pesanti), le

ispezioni delle attività operative, la soddisfazione del consumatore, la validazione della capacità del sistema idrico.

Implementazione di un PSA nella filiera idropotabile asservita a impianti di dissalazione

La dissalazione viene sempre più utilizzata a livello globale per fornire, parzialmente o interamente, acqua potabile in condizioni di scarsità d'acqua dolce. Si stima che quasi un quinto della popolazione mondiale vive in aree in cui l'acqua è scarsa e si prevede che tale situazione peggiorerà con l'aumento della popolazione, l'urbanizzazione e i cambiamenti climatici. La tecnologia di dissalazione, inizialmente di tipo termico e ad alto impatto energetico è, ad oggi, quasi del tutto sostituita dall'utilizzo di membrane a osmosi inversa, a maggiore efficienza sia dal punto di vista energetico, sia per la rimozione di possibili contaminanti presenti nell'acqua di origine. Le acque captate per sistemi di dissalazione sono in genere acque superficiali marine o salmastre, oppure acque sotterranee altamente mineralizzate. Al fine di evitare possibili impatti sulla salute dovuta a patogeni o contaminanti chimici che potrebbero comunque essere presenti a valle del trattamento di dissalazione, nonché a problematiche sanitarie di tipo specifico della tipologia di trattamento correlati alla stabilizzazione e alla remineralizzazione del cosiddetto permeato con conseguente produzione di acqua eccessivamente aggressiva, ma anche impatti sull'accettabilità dell'acqua, è indispensabile applicare, l'approccio dei PSA anche alla filiera idrica asservita a impianti di dissalazione, rientrando, le acque provenienti da impianti di dissalazione, nell'ambito del DL.vo 31/2001, nonché del DM 14 giugno 2017.

Documenti di riferimento sui PSA sono le linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO) per la qualità dell'acqua potabile (3) e il manuale della WHO per la gestione del rischio nell'ambito dei PSA da parte dei gestori idrici (4).

A livello nazionale, secondo quanto stabilito dal DM 14 giugno 2017, sono applicabili le "Linee guida nazionali per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei *Water Safety Plans* (Piani di sicurezza dell'acqua)", elaborate dall'Istituto Superiore di Sanità (5).

Per quanto concerne gli aspetti specifici legati alla dissalazione si fa riferimento alle linee guida WHO *Safe drinking-water from desalination* (6) e alle linee guida nazionali in fase di elaborazione nell'ambito del tavolo tecnico interistituzionale, sotto l'egida del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Mare e del Territorio e del Ministero della Salute.

Fasi di un PSA nella filiera idropotabile asservita a impianti di dissalazione

Le fasi di un PSA nell'ambito di una filiera idropotabile asservita a impianti di dissalazione sono formalmente le stesse di una filiera idropotabile ma con elementi di analisi di rischio peculiari. I PSA dovranno essere sviluppati, implementati e revisionati regolarmente dal gestore idrico, soprattutto in caso di criticità, e devono comprendere alcuni step fondamentali.

Formazione del team multidisciplinare di PSA

Il team multidisciplinare dovrà comprendere esperti con una conoscenza approfondita della filiera idrica quali dirigenti, esperti nell'assicurazione della qualità delle acque (microbiologi, chimici, fisici), tecnici di vari settori (gestione, manutenzione, investimenti), un ingegnere esperto

nel processo di dissalazione, dei trattamenti chimici e delle possibili criticità associate alla rete di distribuzione, altro personale tecnico con conoscenza approfondita delle operazioni di routine.

Il team leader, figura chiave del team multidisciplinare, avrà funzioni di coordinamento e dovrà essere scelto tra il personale del gestore e potrà, per specifiche esigenze, rivolgersi anche ad esperti esterni, non compresi nel team.

Sarà opportuno includere nel team anche un esperto in oceanografia soprattutto per l'individuazione della migliore posizione per l'opera di presa e scarico, al fine di diluire efficacemente la salamoia evitando impatti negativi sull'ambiente, ma anche per impedire un cortocircuito tra l'opera di presa e lo scarico; un esperto dell'ARPA responsabile delle informazioni relative ai due principali monitoraggi che istituzionalmente sono effettuati dalle Agenzie per l'ambiente marino (DL.vo 152/2006, DM 131/2008, 56/2009 e 260/2010, Direttiva 2000/60/CE) (DL.vo 190/2010, Direttiva 2008/56/CE).

Mappatura della filiera idro-potabile

La mappatura della filiera idro-potabile, ivi inclusa la documentazione della natura e della qualità dell'acqua, è una fase fondamentale del PSA che rappresenta la base per identificare nella fase successiva tutti i pericoli e gli eventi pericolosi lungo l'intera filiera idro-potabile. Essa potrà essere rappresentata attraverso ad esempio diagrammi a blocchi e dovrà contenere informazioni specifiche di qualità dell'acqua in ogni punto della filiera idropotabile (acqua grezza, acqua dopo il trattamento, acqua in distribuzione, ecc.); caratteristiche dell'opera di presa a mare; aree di rispetto nell'intorno delle opere di presa con l'analisi di tutte le fonti di pressione, segnalazione e protezione dell'area di rispetto; eventi climatici, correnti marine o altre condizioni; caratterizzazione delle fasi di stoccaggio della risorsa idrica; tipologia di trattamento; ogni fase del processo di distribuzione, connessione tra le reti e modalità di controllo delle miscele; caratteristiche dei materiali a contatto usati nella distribuzione, prodotti e sostanze chimiche utilizzati nei trattamenti; trattamenti dopo il punto di consegna; utilizzi delle acque per produzione alimentare e "chioschi dell'acqua"; presenza di fasce di popolazione più vulnerabili, usi della risorsa idrica particolarmente sensibili.

Identificazione dei pericoli e valutazione dei rischi

Sulla base della mappatura effettuata, il team multidisciplinare dovrà procedere all'identificazione dei pericoli e degli eventi pericolosi per ogni segmento della filiera, per poi continuare con l'analisi delle misure di controllo esistenti e analisi del rischio residuo per decidere le priorità di intervento, tenendo presente che le captazioni di acque impiegate nella dissalazione non sono esenti dagli effetti di contaminazioni da virus patogeni, batteri, parassiti e contaminanti chimici naturali e antropici. Ad esempio, nell'ambito dei contaminanti di natura chimica le specie di maggiore interesse sono il boro (borato), il bromo (bromuro), lo iodio (ioduro), il sodio e il potassio. Per quanto concerne gli aspetti microbiologici, se da una parte l'elevata salinità e l'elevato livello di radiazione solare contribuiscono a limitare la sopravvivenza di numerosi patogeni, dall'altra è necessario considerare tutti i potenziali patogeni resistenti alla salinità (es. *Vibrio cholerae*).

Nel caso di criticità legate alla contaminazione della risorsa idrica, al fine di ridurre i rischi, sarà opportuno mettere in campo azioni volte alla prevenzione degli eventi pericolosi quali ad esempio la tipologia e la posizione dell'opera di presa. Un aspetto importante da considerare è il pre-trattamento e anche la tipologia di trattamento, a seconda del quale l'efficienza nella rimozione degli agenti microbiologici, chimici e fisici può risultare variabile.

La fase di pre-trattamento è indispensabile per rimuovere la componente sospesa per evitare incrostazioni e intasamenti nell'impianto (microfiltrazione e nanofiltrazione). Inoltre, a tal fine e

per ridurre il *fouling* sulle membrane, l'impiego di disinfettanti anche a base di cloro rappresentano una misura di controllo efficace, anche se dovrà essere valutata la possibile formazione di sottoprodotti alogenati a seguito della reazione con acidi fulvici e umici e altri componenti della componente solida sospesa (NOM). Da considerare anche l'effetto ossidante di alcuni disinfettanti soprattutto in presenza di acque ricche in bromuro, che può portare alla formazione di composti bromorganici.

Una particolare criticità è rappresentata dall'impiego di una serie di reagenti chimici per la preparazione e il mantenimento in operatività del sistema di dissalazione, oltre che le fasi relative al pre-trattamento, trattamento, post-trattamento (es. disinfezione, remineralizzazione) stoccaggio e distribuzione dell'acqua trattata.

Nel post-trattamento le fasi di disinfezione e miscelazione/remineralizzazione rappresentano due fasi molto critiche per il controllo di rischi chimici e microbiologici e per ridurre l'aggressività dell'acqua nella rete di distribuzione. A tal fine come requisito minimo deve essere adottato un livello di durezza nelle acque in distribuzione di 15°F (DL.vo. 31/2001), da assicurare mediante adeguata miscelazione con acque destinate a consumo umano di diversa origine o trattamenti di remineralizzazione. In particolare per quanto riguarda la remineralizzazione, a titolo orientativo potrebbero essere considerati come requisiti minimi per la ricostituzione di acque dissalate valori di calcio (Ca) di 30 mg/L, magnesio (Mg) di 10 mg/L, solidi disciolti totali (TDS) di 100 mg/L e di fluoro (F) 0,5 mg/L.

Le criticità associate allo stoccaggio e alla distribuzione dell'acqua sono generalmente comuni a tutte le tipologie di acque da destinare al consumo umano.

Da tenere presente, inoltre, che anche sostanze o circostanze in grado di provocare criticità nella continuità del servizio sia a livello impiantistico sia di processo sono considerate pericoli per i sistemi di dissalazione.

Per aspetti specifici consultare: *Desalination technology: health and environmental impacts* (7) e le prossime linee guida in fase di definizione nell'ambito del tavolo tecnico interistituzionale, sotto l'egida del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Mare e del Territorio e del Ministero della Salute.

Implementazione delle necessarie azioni migliorative

Le azioni da intraprendere sono programmate sulla base dell'individuazione dei rischi prioritari. Ad esempio, la miscelazione di acqua dissalata con acqua sotterranea o con acqua potabile prodotta a partire da altri approvvigionamenti può avere un'azione mitigatrice nell'ambito delle possibili criticità, sia a livello sanitario sia a livello di accettabilità dell'acqua (es. cattivo odore o sapore).

Monitoraggio e conferma dell'adeguatezza delle misure di controllo preventive

In questa fase, il monitoraggio e conferma dell'adeguatezza delle misure di controllo potranno avvenire attraverso processi di validazione, monitoraggio operativo e verifiche della qualità dell'acqua a valle della filiera.

Il monitoraggio operativo consente di dimostrare che i processi funzionano in modo efficiente pertanto sarà opportuno sviluppare un sistema di allerta in grado di segnalare quando inizia a diminuire l'efficacia delle misure di controllo.

Revisione del piano di sicurezza dell'acqua e sviluppo di piani di supporto

Un PSA deve comprendere anche elementi di carattere gestionale, come la formazione del personale, il mantenimento di registri, documentazione e revisione periodica delle procedure operative al fine di migliorare le attività e la gestione del sistema idropotabile.

Da sottolineare, infine, l'importanza di redigere le procedure di comunicazione sia in condizioni normali che di condizioni d'emergenza, tenendo presente che l'informazione va sempre data, riferendo ciò che si è fatto, ciò che si sta facendo, ciò che si intende fare, gli eventuali problemi che si potrebbero presentare e come si intende risolverli, possibilmente condividendo le scelte con la popolazione interessata, nel lungo periodo e durante tutte le fasi, anche dopo la realizzazione dell'opera e soprattutto evitando una comunicazione dall'alto verso il basso ma promuovendo una comunicazione partecipata, attiva e integrata.

Al pari degli altri sistemi idro-potabili, anche nel caso di una filiera asservita a sistemi di dissalazione sarà intrapresa la sorveglianza da parte delle autorità competenti su tutti gli aspetti legati alle acque destinate al consumo umano, compresi gli audit esterni sui PSA e il monitoraggio di verifica.

Bibliografia

1. European Commission, Directorate General for Health and Food Safety. *European manual for hygiene standards and communicable disease surveillance on passenger ships. EU SHIPSAN ACT joint action*. Larissa: European Commission, Directorate General for Health and Food Safety; 2016.
2. World Health Organization. *Guide to ship sanitation. Global reference on health requirements for ship construction and operation*. 3rd edition. Geneva: WHO; 2011.
3. World Health Organization. *Guidelines for drinking-water quality. 4th edition*. Geneva: WHO; 2011.
4. World Health Organization & International Water Association. *Water safety plan manual: step-by-step risk management for drinking-water suppliers*. Geneva: WHO; 2009.
5. Lucentini L, Achene Laura, Fuscoletti V, Nigro Di Gregorio F, Pettine P. *Linee guida per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei Water Safety Plans*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2014 (Rapporti ISTISAN 14/20).
6. World Health Organization. *Safe drinking-water from desalination*. Geneva: WHO; 2011.
7. Cotruvo J, Voutchkov N, Fawell J, Payment P, Cunliffe D, Lattemann S. *Desalination technology: health and environmental impacts*. Boca Raton: CRC Press; 2010.

SEZIONE 4
Ricerca e strategie di controllo
nel settore delle acque

ATTIVITÀ SULLE ACQUE DA PARTE DELLE AGENZIE PER LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE E DEL SISTEMA NAZIONALE PROTEZIONE AMBIENTE

Nicola Ungaro

Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Puglia, Bari

Introduzione

Le Agenzie Regionali e Provinciali per la protezione dell'Ambiente (ARPA/APPA) hanno sempre svolto, e continuano a svolgere, un ruolo di primo piano (talvolta esclusivo) nel monitoraggio istituzionale delle acque sotterranee e superficiali, siano queste ultime quelle interne, di transizione o marine, comprese quelle a specifica destinazione d'uso ai sensi del DL.vo 152/2006 e s.m.i. Con l'entrata in vigore della Legge 132/2016, istitutiva del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA), tale evidenza si è concretizzata ancor di più con il «Documento istruttorio ai fini della determinazione dei LEPTA (Livelli Essenziali delle Prestazioni Tecniche Ambientali)», licenziato dal Consiglio SNPA nel mese di gennaio 2018. Nel Catalogo Nazionale dei Servizi, tra le 97 prestazioni elencate hanno particolare rilievo quelle relative al monitoraggio della qualità delle acque, attualmente realizzate dalla quasi totalità delle Agenzie ambientali italiane. Tali attività di monitoraggio sono peraltro previste da Direttive Comunitarie, tra le quali la Direttiva 1991/271/CEE «Concernente il trattamento delle acque reflue urbane», la Direttiva 2000/60/CE «Acque», la Direttiva 2006/7/CE «Acque di Balneazione», la Direttiva 2006/118/CE «Protezione delle acque sotterranee», e la Direttiva 2008/56/CE «Strategia Marina». Le citate Direttive sono state recepite dallo Stato Italiano e rese attuative dai rispettivi Decreti Legislativi 152/2006 s.m.i., 116/2008 s.m.i., 30/2009 s.m.i. e 190/2010 s.m.i, per ognuno dei quali sono attualmente in corso attività svolte direttamente dalle ARPA/APPA. In questo caso, solo per quanto previsto per le acque superficiali dal DL.vo 152/2006 e s.m.i., a livello nazionale si fa riferimento a più di 8000 corpi idrici con circa 4400 stazioni di monitoraggio, allocate nei circa 90000 km di reticolo idrografico e circa 9000 km di costa.

Impianto normativo di riferimento

Per gli argomenti oggetto di questo documento la principale norma italiana di riferimento è certamente il Decreto Legislativo 03/04/2006, n. 152, con le sue successive modifiche e integrazioni. Entrando nel contenuto del menzionato DL.vo, la specifica tematica della tutela e del monitoraggio delle acque è trattata alla Parte III, per la quale si possono citare, tra gli altri, i seguenti Articoli:

- Art. 74 (Definizioni), al comma 1 (con particolare attenzione alle lettere c, g, h, i, l, cc) e al comma 2 (con particolare attenzione alle lettere a, b, c, e, f, g, h, i, l, p, q, r, s, t, u, v, z, aa);
- Art. 79 (Obiettivo di qualità per specifica destinazione), al comma 1, lettere a, b, c, d.

Scendendo nell'ambito operativo delle norme, il monitoraggio istituzionale dei corpi idrici superficiali è regolato da due successivi Decreti Ministeriali, il DM 14/4/2009, n. 56 e il DM

8/11/2010, n. 260. Nel primo DM sono indicate le linee guida per impostare i piani di monitoraggio dei corpi idrici superficiali in conformità a quanto richiesto dall'applicazione della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE), mentre nel secondo DM, che richiama e integra il primo, oltre a riprendere le tipologie di monitoraggio sono indicate le metodiche e le procedure per la classificazione dello stato ambientale dei corpi idrici. Sempre per le acque superficiali, il monitoraggio istituzionale delle acque a specifica destinazione funzionale (vedasi Art. 79 del DL.vo 152/2006), ovvero le "acque dolci superficiali destinate alla produzione di acqua potabile", le "acque dolci che richiedono protezione e miglioramento per essere idonee alla vita dei pesci (salmonicoli e ciprinicoli)", le "acque destinate alla vita dei molluschi" e le "acque destinate alla balneazione", segue le indicazioni dell'Allegato 2 alla Parte III del DL.vo 152/2006, con l'eccezione del monitoraggio delle acque destinate alla balneazione per il quale sono attualmente vigenti il DL.vo 30/05/2008, n. 116 s.m.i. e il DM 30/03/2010. Il monitoraggio istituzionale dei corpi idrici sotterranei è invece attualmente regolato dal DL.vo 16/03/2009, n. 30, nel quale sono indicate le linee per la definizione dello stato chimico e quantitativo delle acque sotterranee, mentre il monitoraggio istituzionale degli impianti di trattamento delle acque reflue urbane segue le prescrizioni dell'Allegato 5 alla Parte III del DL.vo 152/2006.

Monitoraggio dei corpi idrici superficiali

L'obiettivo del monitoraggio dei Corpi Idrici Superficiali (CIS), pianificato e realizzato su scala sessennale in linea con il rispettivo Piano di Gestione delle Acque, è quello di definire un quadro generale, il più possibile esauriente, dello stato ecologico e chimico delle acque all'interno di ciascun bacino idrografico, ivi comprese le acque marino-costiere. Il monitoraggio dei CIS si articola in tre tipologie: Monitoraggio di Sorveglianza; Monitoraggio Operativo; Monitoraggio di Indagine. Lo scopo principale del Monitoraggio di Sorveglianza (da realizzare con frequenza sessennale) è quello di integrare e convalidare le informazioni utili alla tipizzazione e all'identificazione dei corpi idrici superficiali, e di classificare inizialmente gli stessi. Tale monitoraggio deve essere condotto sia sui corpi idrici non a rischio sia sui corpi idrici probabilmente a rischio di non raggiungere il "Buono Stato Ambientale" ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. Il Monitoraggio Operativo (da realizzare con frequenza annuale) ha l'obiettivo di stabilire lo stato dei corpi idrici identificati "a rischio" e di valutarne le variazioni nel tempo. Lo scopo principale del Monitoraggio di Indagine è quello investigare circa le ragioni di eventuali superamenti degli Standard di Qualità Ambientale (SQA) per gli inquinanti, o per valutare l'ampiezza e gli impatti dell'inquinamento accidentale. In tutti i casi sopra definiti è necessario monitorare, nelle differenti categorie di acque, una serie di parametri descrittivi degli Elementi di Qualità Biologici, Idromorfologici, Chimici e Chimico-Fisici. Tali Elementi di Qualità (EQ) possono variare notevolmente sia nella definizione del parametro che nella frequenza con la quale gli stessi parametri vengono misurati.

I parametri da valutare nell'ambito degli EQ "Biologici" sono quelli relativi alle Macrofite, alle Diatomee, al Fitoplancton, alle Macroalghe, alle Fanerogame, al Macrofitobenthos e alla Fauna Ittica, ognuno dei quali previsto a seconda della categoria di acque considerata; i parametri da valutare nell'ambito degli EQ "Idromorfologici" sono essenzialmente di tipo idraulico e geomorfologico; i parametri da valutare nell'ambito degli EQ "Chimici e Chimico-Fisici" possono essere divisi in "parametri di base" (es. temperatura, ossigeno, macronutrienti, ecc.) ed "inquinanti" (sostanze chimiche dell'elenco di priorità e altre sostanze non in elenco). Il ruolo degli Elementi di Qualità viene chiaramente evidenziato in entrambi i citati DM 56/2009 e DM 260/2010, dove peraltro sono riportate le esigenze minime in termini di parametri e frequenze di monitoraggio nelle differenti categorie di CIS. I risultati ottenuti durante la fase di monitoraggio

sono propedeutici alla fase di classificazione dei CIS, che, dopo avere individuato le condizioni/valori di riferimento per ogni EQ nelle diverse categorie di acque, deve essere realizzata secondo i metodi indicati dal DM 260/2010 e separatamente per lo stato “Ecologico” e quello “Chimico”. Per quanto attiene lo stato ecologico, per ogni categoria di acque, e per ognuno degli Elementi di Qualità (EQ), il DM 260/2010 individua le metriche e/o gli indici da utilizzare, le metodiche per il loro calcolo, i valori di riferimento e i limiti di classe (soglie) per i rispettivi stati di qualità: “elevato”, “buono”, “sufficiente”, “scarso” e “cattivo”. Tra gli EQ considerati, quelli “biologici” (EQB) rivestono un ruolo prevalente nella classificazione dello stato ecologico. Per lo stato chimico, questo viene attribuito, per ogni CIS, in base alla conformità dei dati analitici di laboratorio rispetto agli Standard di Qualità Ambientale (SQA), di cui alle tabelle riportate alla lettera A.2.6 del DM 260/2010 così come modificate dal DL.vo 172/2015. A titolo di esempio, la rete di monitoraggio delle acque superficiali pugliesi, progettata in attuazione delle norme citate, è attiva a partire dal 2010, con la Regione che ha dato mandato ad ARPA Puglia di eseguire il monitoraggio per tutti i n. 95 CIS individuati sul territorio regionale ai sensi del DM 131/2008. La rete CIS è composta da 143 stazioni di monitoraggio, così suddivise per categoria d’acque: Corsi d’acqua/Fiumi = n. 38; Laghi/Invasi = n. 6; Acque di Transizione = n. 15; Acque Marino-Costiere = n. 84. Sempre a titolo di esempio, nel triennio 2012-2014 e sulla base dei risultati del monitoraggio, il 24% dei CIS è stato classificato in stato ecologico “buono”, il 40% “sufficiente”, il 29% “scarso” e il 7% “cattivo”, mentre lo stato chimico è stato valutato “buono” nel 51% dei casi (nel restante 49% si è manifestato il mancato conseguimento dell’obiettivo ambientale).

Monitoraggio delle acque a specifica destinazione

Per le *acque dolci superficiali destinate alla produzione di acqua potabile* la normativa di riferimento attualmente vigente (DL.vo n. 152/2006) richiede che le acque siano classificate, a seconda delle loro caratteristiche fisiche, chimiche e microbiologiche, in una delle categorie tra quelle codificate come A1, A2 e A3, corrispondenti ai trattamenti necessari a renderle idonee al consumo umano prima dell’immissione nelle reti di distribuzione. Per la classificazione in ognuna delle predette categorie, le acque devono essere conformi ai valori per ciascuno dei parametri indicati nella Tabella 1/A dell’Allegato 2 alla Parte III del citato DL.vo. In termini generali, per i campioni raccolti durante il monitoraggio (dagli 8 ai 12 campioni per anno) i valori rilevati devono essere conformi nel 95% ai valori limite specificati nelle colonne I (valori Imperativi) e nel 90% ai valori limite specificati nelle colonne G (valori Guida), quando non sia indicato il corrispondente valore nella colonna I. A titolo di esempio, la complessiva rete pugliese per il monitoraggio delle acque a specifica destinazione, consistente in n. 48 siti e affidata ad ARPA Puglia, ne comprende n. 2 destinati alla produzione di acqua potabile, rappresentati dagli invasi di Occhito sul Fortore, al confine con la regione Molise, e l’invaso di Monte Melillo, sul torrente Locone; entrambi risultano attualmente classificati in categoria A3.

Per le *acque destinate alla balneazione* la normativa di riferimento attualmente vigente (DL.vo 116/2008 e DM 30/3/2010) prevede che, nei tratti costieri destinati dall’Ente Regione a tale specifico uso, si effettui il monitoraggio delle acque per il controllo (con frequenza mensile, nel periodo aprile-settembre) di due parametri microbiologici, Enterococchi intestinali ed *Escherichia coli*, indicatori di inquinamento di origine antropica. La vigente norma stabilisce che le acque di un tratto marino-costiero, per essere idonee alla balneazione, non devono superare la concentrazione di 200 UFC (Unità Formanti Colonie) per gli Enterococchi intestinali e 500 UFC per *Escherichia coli*. Di norma sono esclusi dal monitoraggio i tratti costieri non destinabili alla balneazione in quanto preclusi a priori per la presenza di aree urbane fortemente antropizzate, portuali o aeroportuali, militari, zone “A” delle aree marine protette, o quelle zone interessate da

scarichi o apporti di qualsiasi origine o tipologia (corsi d'acqua, canali, scarichi urbani e/o industriali, ecc.; DM 29 gennaio 1992). Al termine di ogni stagione balneare, le singole acque di balneazione vengono classificate sulla base dei risultati del monitoraggio degli ultimi quattro anni; ne deriva un giudizio variabile tra quattro classi, "scarsa", "sufficiente", "buona" e "eccellente". La classificazione si basa su un giudizio di qualità elaborato utilizzando un calcolo statistico (calcolo del 95° o 90° percentile rispetto ai valori soglia imposti dalla normativa), applicato sui dati di monitoraggio riferiti alle ultime 4 stagioni balneari. Nella procedura di classificazione non vengono considerati, come da norma, gli "inquinamenti di breve durata", ovvero quelli che si esauriscono nelle 72 ore successive all'evento perturbativo. A titolo di esempio, la rete di monitoraggio delle acque destinate alla balneazione in Puglia, affidata ad ARPA Puglia, consiste in n. 676 punti, corrispondenti ad altrettante acque di balneazione; nel 2017, il 99,7% delle acque di balneazione pugliesi risultava in classe di qualità "eccellente", lo 0,1% "buona", lo 0,2 "sufficiente", e nessuna "scarsa".

Monitoraggio dei corpi idrici sotterranei

La normativa di riferimento attualmente vigente (DL.vo 30/2009) prevede la definizione dello stato chimico e dello stato quantitativo, valutati separatamente, di ciascun corpo idrico sotterraneo (CISott), al fine di valutarne lo stato complessivo, che viene assunto come il peggiore tra quello chimico e quello quantitativo. Tale valutazione viene effettuata a valle del monitoraggio dei CISott individuati a livello regionale. Per la definizione dello stato chimico e di quello quantitativo, le due tipologie di reti di monitoraggio sono strutturate in funzione della tipologia di corpi idrici sotterranei (complessi idrogeologici), della loro estensione areale, della eventuale suddivisione dei CISott con la profondità (acquiferi multistrato), della vulnerabilità intrinseca, della velocità di rinnovamento delle acque, delle pressioni antropiche presenti e degli impatti riscontrati, tenendo conto del modello concettuale ricostruito. Per quanto attiene le procedure di valutazione, ad una stazione di monitoraggio viene attribuito lo stato "scarso" quando il valore medio annuo, anche di un solo parametro chimico misurato, supera i valori soglia (VS) e gli standard di qualità ambientale (SQA) fissati dalle Tabelle 2 e 3 della parte A dell'Allegato 3 del DL.vo 30/2009. In caso di assenza di superamenti, alla stazione viene assegnato lo stato chimico "buono". A titolo di esempio, in Puglia risultano individuati n. 29 CISott; la corrispondente rete di monitoraggio, affidata ad ARPA Puglia, è stata progettata in ottemperanza ai citati riferimenti normativi, e comprende n. 341 siti di monitoraggio, ripartiti tra n. 329 pozzi e n. 12 sorgenti, di cui n. 267 sottoposti a monitoraggio chimico e n. 244 a quello quantitativo. Nel 2017, il 42% dei CISott monitorati è risultato in uno stato chimico "buono", mentre il 58% in uno stato "scarso".

Monitoraggio degli impianti di trattamento delle acque reflue urbane

Il monitoraggio istituzionale degli impianti di trattamento delle acque reflue urbane è mirato alla verifica della conformità di determinati parametri chimici, fisici e microbiologici rispetto ai limiti imposti dalle Tabelle 1, 2, 3 e 4, dell'Allegato 5 alla Parte III del DL.vo 152/2006; alla stessa Parte III del DL.vo vengono indicate le modalità e la frequenza dei controlli sulla base del numero degli Abitanti Equivalenti (AE) serviti dai singoli impianti di trattamento (per Comune o in forma consortile). A titolo di esempio, in Puglia nel 2017 erano censiti come operativi n. 184 impianti di trattamento, tutti monitorati da ARPA Puglia; nello stesso anno, tra quelli con

potenzialità maggiore di 2.000 AE (n. 177), il 72% è risultato “conforme” per i parametri controllati, mentre il 28% è risultato “non conforme” per almeno uno dei parametri considerati.

Altri monitoraggi delle acque a tutela della salute: l'esempio della Puglia

Oltre ai monitoraggi istituzionali delle acque realizzati direttamente dal Sistema delle Agenzie Ambientali, le ARPA talvolta svolgono funzioni di supporto laboratoristico per il Servizio Sanitario Nazionale, ovvero per le Agenzie Sanitarie Locali (ASL). Per esempio, le prestazioni di ARPA Puglia in materia sanitaria previste per l'annualità 2019 consistono in n. 2000 analisi di verifica per le acque potabili ai sensi DL.vo 31/2001 e s.m.i., oltre a n. 2000 analisi per la presenza di *Legionella* in campioni prelevati dalle ASL sul territorio regionale e all'analisi sulla presenza del cianobatterio *Planktothrix rubescens* e delle relative cianotossine (microcistine) nell'invaso di Occhito e nelle acque potabilizzate derivate, distribuite in Provincia di Foggia.

Conclusioni

Come sopra descritto, sono molteplici le attività di monitoraggio che il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, e quindi le ARPA/APPA, realizzano per le acque superficiali, sotterranee, di scarico e altre, e tutte contribuiscono all'implementazione del quadro ambientale dei territori di riferimento, anche fornendo dati a supporto della salute e dell'igiene pubblica.

D'altronde, il ruolo determinante dell'SNPA e delle Agenzie per il monitoraggio dello stato dell'ambiente è stato acclarato dalla Legge 132/2016, di istituzione del più volte menzionato Sistema Nazionale, nella quale all'art. 3, comma 4, viene testualmente riportato: “I dati e le informazioni statistiche derivanti dalle attività [...] costituiscono riferimento tecnico ufficiale da utilizzare ai fini delle attività di competenza della pubblica amministrazione”.

Ringraziamenti

Si ringrazia tutto il personale di ARPA Puglia che ha contribuito alla realizzazione delle attività di monitoraggio descritte. Senza il loro lavoro non sarebbe stato possibile acquisire le informazioni utili per l'elaborazione sintetica sopra riportata.

Bibliografia

- Italia. Decreto legislativo 13 ottobre 2015, n. 172. Attuazione della direttiva 2013/39/UE, che modifica le direttive 2000/60/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque. *Gazzetta Ufficiale* n. 250, 27 ottobre 2015.
- Italia. Decreto legislativo 16 marzo 2009, n. 30. Attuazione della direttiva 2006/118/CE, relativa alla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento. *Gazzetta Ufficiale* n. 79, 4 aprile 2009.
- Italia. Decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. *Gazzetta Ufficiale* n. 88, 14 aprile 2006.

- Italia. Decreto legislativo 30 maggio 2008, n. 116. Attuazione della direttiva 2006/7/CE relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e abrogazione della direttiva 76/160/CEE. *Gazzetta Ufficiale* n. 155, 4 luglio 2008.
- Italia. Legge 28 giugno 2016, n. 132. Istituzione del Sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente e disciplina dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale. *Gazzetta Ufficiale* n. 166, 18 luglio 2016.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Decreto Ministeriale 14 aprile 2009, n. 56. Regolamento recante criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo. *Gazzetta Ufficiale* n. 124 - *Suppl. Ordinario* n. 83, 30 maggio 2009.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare. Decreto Ministeriale 8 novembre 2010, n. 260. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. *Gazzetta Ufficiale* n. 30 - *Suppl. Ordinario* n. 31, 7 febbraio 2011.
- Ministero della Salute. Decreto Ministeriale 30 marzo 2010. Definizione dei criteri per determinare il divieto di balneazione, nonché modalità e specifiche tecniche per l'attuazione del decreto legislativo 30 maggio 2008, n. 116, di recepimento della direttiva 2006/7/CE, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione. *Gazzetta Ufficiale* n. 119 - *Suppl. Ordinario* n. 97, 24 maggio 2010.

STRATEGIA MARINA IN ITALIA: IL PUNTO DELLA SITUAZIONE

Enrico Barbone

Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Puglia, Bari

Introduzione

La Direttiva 2008/56/CE definita *Marine Strategy Framework Directive* (MSFD) o Strategia Marina (1) è il primo strumento legislativo dell'Unione Europea (UE) finalizzato esclusivamente alla protezione dell'ambiente marino e delle sue risorse naturali. La Strategia Marina rappresenta il pilastro ambientale della più generale Politica Marittima Integrata (PMI) promossa dall'UE (2), che si fonda sull'idea che l'UE possa ottenere maggiori benefici dai mari e dagli oceani e causare un impatto ambientale minore mediante il coordinamento delle sue politiche in diversi ambiti.

La direttiva quadro sulla strategia per l'ambiente marino mira a raggiungere il Buono Stato Ambientale (*Good Environmental Status*, GES) delle acque marine dell'UE entro il 2020 e a proteggere la base di risorse da cui dipendono le attività economiche e sociali legate al settore marittimo.

Buono stato ambientale e descrittori

Il GES è definito come lo stato ambientale delle acque marine tale da preservare la diversità ecologica e la vitalità di mari e oceani che siano puliti, sani e produttivi nelle proprie condizioni intrinseche e l'utilizzo dell'ambiente marino resta a un livello sostenibile, salvaguardando in tal modo il potenziale per gli usi e le attività delle generazioni presenti e future, vale a dire:

- la struttura, le funzioni e i processi degli ecosistemi che compongono l'ambiente marino, assieme ai fattori fisiografici, geografici, geologici e climatici, consentono a detti ecosistemi di funzionare pienamente e di mantenere la loro resilienza a un cambiamento ambientale dovuto all'attività umana. Le specie e gli habitat marini sono protetti, viene evitata la perdita di biodiversità dovuta all'attività umana e le diverse componenti biologiche funzionano in modo equilibrato;
- le proprietà idromorfologiche e fisico-chimiche degli ecosistemi, ivi comprese le proprietà derivanti dalle attività umane nella zona interessata, sostengono gli ecosistemi come sopra descritto. Gli apporti antropogenici di sostanze ed energia, compreso il rumore, nell'ambiente marino non causano effetti inquinanti.

Il GES è il traguardo che dovrebbe essere raggiunto per ciascuno degli 11 descrittori da monitorare elencati di seguito:

1. La biodiversità è mantenuta. La qualità e la presenza di habitat nonché la distribuzione e l'abbondanza delle specie sono in linea con le prevalenti condizioni fisiografiche, geografiche e climatiche.
2. Le specie non indigene introdotte dalle attività umane restano a livelli che non alterano negativamente gli ecosistemi.

3. Le popolazioni di tutti i pesci e molluschi sfruttati a fini commerciali restano entro limiti biologicamente sicuri, presentando una ripartizione della popolazione per età e dimensioni indicativa della buona salute dello stock.
4. Tutti gli elementi della rete trofica marina, nella misura in cui siano noti, sono presenti con normale abbondanza e diversità e con livelli in grado di assicurare l'abbondanza a lungo termine delle specie e la conservazione della loro piena capacità riproduttiva.
5. È ridotta al minimo l'eutrofizzazione di origine umana, in particolare i suoi effetti negativi, come perdite di biodiversità, degrado dell'ecosistema, proliferazione dannosa di alghe e carenza di ossigeno nelle acque di fondo.
6. L'integrità del fondo marino è a un livello tale da garantire che le strutture e le funzioni degli ecosistemi siano salvaguardate e gli ecosistemi bentonici, in particolare, non abbiano subito danni.
7. La modifica permanente delle condizioni idrografiche non influisce negativamente sugli ecosistemi marini.
8. Le concentrazioni dei contaminanti presentano livelli che non danno origine a effetti inquinanti.
9. I contaminanti presenti nei pesci e in altri frutti di mare destinati al consumo umano non eccedono i livelli stabiliti dalla legislazione comunitaria o da altre norme pertinenti.
10. Le proprietà e le quantità di rifiuti marini non provocano danni all'ambiente costiero e marino.
11. L'introduzione di energia, comprese le fonti sonore sottomarine, è a livelli che non hanno effetti negativi sull'ambiente marino.

Dall'elenco dei descrittori si evince che una delle novità della MSFD è stata quella di introdurre elementi nuovi da monitorare, che fino ad ora erano stati oggetto di studio esclusivamente di progetti di ricerca, come le microplastiche o il rumore sottomarino. D'altra parte, la lista dei descrittori presenta anche degli elementi che sono già oggetto di monitoraggio di altre direttive come, ad esempio, i nutrienti nelle acque, la cui presenza e concentrazione nelle acque marino costiere viene monitorata ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque - WFD (3).

In questo caso, la MSFD va ad ampliare quelle che sono le aree da indagare, spingendosi oltre il limite previsto spaziale dalla WFD, vale a dire il miglio nautico dalla linea di costa, arrivando fino al limite delle acque territoriali, cioè, laddove esistente, il limite delle acque territoriali. Al fine di raggiungere il suo obiettivo, la direttiva istituisce regioni e sottoregioni marine europee sulla base di criteri geografici e ambientali. In particolare, la direttiva elenca quattro regioni marine europee - il Mar Baltico, l'Oceano Atlantico nordorientale, il Mar Mediterraneo e il Mar Nero - situate entro i confini geografici delle convenzioni marittime regionali esistenti.

Ciclo di implementazione

La MSFD segue un approccio di gestione adattivo, cioè le "strategie marine" di ciascun Stato Membro devono essere aggiornate e riviste ogni 6 anni. Il ciclo sessennale della Strategia Marina (Figura 1) consiste delle seguenti fasi:

1. La valutazione iniziale riguarda l'attuale stato ambientale delle acque marine nazionali, l'analisi degli impatti esistenti e l'analisi socioeconomica delle attività umane in queste acque.
2. La determinazione di cosa significa GES per le acque marine nazionali.
3. Stabilire obiettivi ambientali per raggiungere il GES entro il 2020.
4. L'istituzione di un programma di monitoraggio per la valutazione in corso e il regolare aggiornamento degli obiettivi.
5. Lo sviluppo di un programma di misure volte a raggiungere o mantenere GES entro il 2020. Il processo è ciclico e il secondo ciclo è ricominciato nel 2018.

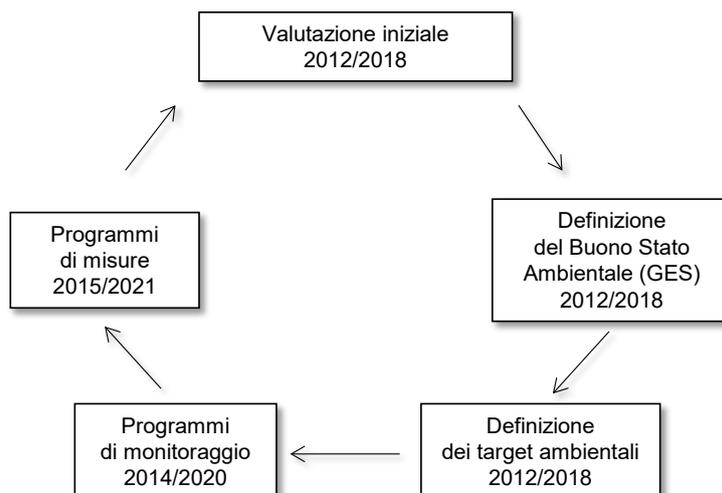


Figura 1. Schema del ciclo di implementazione sessennale della Direttiva Europea Strategia Marina 56/2008/CE

La Commissione ha inoltre elaborato una prima versione di criteri dettagliati e standard metodologici per aiutare gli Stati Membri ad attuare la direttiva quadro sulla strategia per l'ambiente marino che sono stati aggiornati nel 2017 e che hanno portato alla nuova decisione della Commissione sul buono stato ambientale (4).

Strategia Marina in Italia

La Direttiva 2008/56/CE è stata recepita dallo Stato Italiano con il DL.vo 190/2010 (5). Successivamente, con il Decreto Ministeriale 11 febbraio 2015, sono stati definiti gli indicatori associati ai traguardi ambientali, al fine di conseguire il buono stato ambientale e i programmi di monitoraggio coordinati per la valutazione continua dello stato ambientale delle acque marine. In attuazione dell'art. 16 del DL.vo 190/2010, è stata effettuata la Consultazione Pubblica sull'aggiornamento della Valutazione Iniziale e della definizione di GES e dei Traguardi Ambientali (Target) per ciascuno degli 11 Descrittori della Strategia Marina. L'aggiornamento è stato predisposto dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) con il supporto tecnico-scientifico dell'Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale (ISPRA), con il coinvolgimento delle altre Amministrazioni sia centrali sia locali rappresentate all'interno del Comitato Tecnico istituzionale di cui all'art.5 del DL.vo 190/2010. La versione finale delle definizioni di GES e Target) per ciascuno degli 11 Descrittori della Strategia Marina, è stata quindi discussa e approvata dal Comitato Tecnico con Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare del 15 febbraio 2019 (6).

Nell'ambito della divisione dei Mari Comunitari in "Sottoregioni", prevista dalla Direttiva 2008/56/CE e recepita dal DL.vo 190/2010, i mari italiani sono stati divisi in tre sottoregioni, Tirrenica, Ionica e Adriatica. Il "Sistema di Monitoraggio", coordinato dal MATTM con il supporto tecnico scientifico dell'ISPRA, vede come parti attive le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA/APPA), il Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR) e le Aree Marine Protette (AMP).

Risultati del primo ciclo di monitoraggio

Il monitoraggio, ai sensi dell'art. 11 del DL.vo 190/2010, è iniziato nel 2015 e il primo ciclo triennale si è concluso nel dicembre 2017. I primi risultati sono stati ufficialmente presentati a Roma nel marzo 2018, in occasione dell'invio del Reporting MSFD del 2018, il cui contenuto fa riferimento all'aggiornamento della valutazione dello stato dell'ambiente marino (art. 8 della MSFD), della definizione del Buono Stato Ambientale – GES (art. 9) e della definizione dei Traguardi Ambientali – Target (art. 10).

In aggiunta e sulla scorta dei risultati del primo triennio, sulla base dei criteri stabiliti dalla nuova Decisione 2017/848/UE, bisognerà definire un programma di monitoraggio il più possibile allineato ai processi in atto a livello unionale e mediterraneo e, quindi, essere in grado di dialogare e fornire dati comparabili con quello condotto negli altri Paesi UE e con quello condotto a livello della convenzione di Barcellona.

Entro luglio 2020 dovranno essere adottati, dagli Stati Membri, i nuovi Programmi di Monitoraggio del II Ciclo della Strategia Marina.

Le attività svolte nel triennio 2015-2017 hanno permesso di gettare uno sguardo approfondito su quelle che sono stati i punti di forza e di debolezza del “Sistema di Monitoraggio” messo a punto dal MATTM.

Tra i punti di forza, si possono elencare:

- sistema di monitoraggio che opera a livello nazionale con protocolli e procedure standardizzate;
- produzione di dati confrontabili e attendibili;
- formazione del personale e crescita del sistema Paese;
- esperienza acquisita che ci consentirà di sviluppare meglio il nostro approccio ai monitoraggi futuri.

Tra i punti di debolezza, vi sono senza dubbio la presenza di ampi gaps conoscitivi, la necessità di un maggiore coordinamento sia a livello nazionale tra i soggetti responsabili dei monitoraggi utili anche per la Strategia Marina sia a livello transnazionale con gli altri Paesi a livello di bacino Mediterraneo.

Bibliografia

1. Europa. Direttiva del 17 giugno 2008, n. 2008/56/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino. *Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee* L 164, 25 giugno 2008.
2. Europa. Regolamento del 30 novembre 2011, n. 1255/2011/UE che istituisce un programma di sostegno per l'ulteriore sviluppo di una politica marittima Integrata. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea* L 321 del 5 dicembre 2011.
3. Europa. Direttiva del 23 ottobre 2000, n. 2000/60/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. *Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee* L 327 del 22 dicembre 2000.
4. Europa. Decisione del 17 maggio, n. 2017/848/CE che definisce i criteri e le norme metodologiche relativi al buono stato ecologico delle acque marine nonché le specifiche e i metodi standardizzati di monitoraggio e valutazione, e che abroga la decisione 2010/477/UE. *Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee* L 125 del 18 maggio 2017.
5. Italia. Decreto legislativo del 13 ottobre 2010, n. 190. Attuazione della direttiva 2008/56/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino. *Gazzetta Ufficiale – Serie Generale* del 18 novembre 2010 n. 270.

6. Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del mare. DM del 15 febbraio 2019. Aggiornamento della determinazione del buono stato ambientale delle acque marine e definizione dei traguardi ambientali. *Gazzetta Ufficiale – Serie Generale* del 22 marzo 2019, n. 69.

CONTROLLO DELLE EMISSIONI DA ACQUE REFLUE E CRITERI PER DEFINIRE LIMITI DI EMISSIONE

Stefano Polesello, Stefano Ghergo

Istituto di Ricerca sulle Acque, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Brugherio (MB)

Contesto normativo

Uno degli obiettivi rilevanti della Direttiva Quadro sulle Acque (*Water Framework Directive*, WFD, Direttiva 2000/60/CE) è la protezione delle acque dal rischio derivante dall'inquinamento chimico, con particolare riferimento all'inquinamento dovuto alle sostanze prioritarie e prioritarie pericolose. La WFD prevede che il rischio chimico sia gestito secondo un approccio combinato, che prevede da una parte la definizione di Standard di Qualità Ambientale (SQA) per le sostanze prioritarie, allo scopo di definire uno stato chimico nelle acque superficiali, e dall'altra la messa in atto di misure di controllo delle emissioni.

L'art. 10 (2) della WFD prevede due tipi di misure di controllo delle sorgenti di emissione puntuali di sostanze pericolose:

- basati sulle migliori tecniche disponibili (*Best Available Techniques*, BAT);
- basati su pertinenti Valori Limite di Emissione (VLE).

L'implementazione di BAT e il controllo di VLE agli scarichi sono approcci complementari, con un risultato più efficace nei tempi brevi per i VLE – utilizzabile anche nei settori industriali non regolamentati dalla Direttiva 2010/75/UE, per il controllo e la prevenzione integrata dell'inquinamento (*Integrated Pollution Prevention and Control*, IPPC) e una efficacia riscontrabile su un orizzonte temporale più lungo per l'implementazione di BAT.

Il VLE è costituito da una limitazione specifica delle emissioni considerate. Esperienze pregresse di imposizione di VLE per le fonti puntuali derivanti da direttive comunitarie hanno dimostrato che queste sono un adeguato strumento per la riduzione delle emissioni.

Sarebbe utile stabilire una metodologia comunitaria armonizzata per la definizione di VLE. In assenza di una linea guida UE condivisa, si è ritenuto necessario preparare una linea guida a livello nazionale, ispirata ai principi e documenti discussi a livello comunitario. Il documento prodotto dal Gruppo di Lavoro, che include esperti del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATM), Istituto Superiore di Sanità, Istituto Superiore per la Ricerca Ambientale (ISPRA) col coordinamento dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA) del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR), ha ricevuto il parere delle Regioni ed è in attesa della versione definitiva.

Migliori tecniche disponibili

Le migliori tecniche disponibili (*Best Available Techniques*, BAT) sono le tecniche impiantistiche, di controllo e di gestione che – tra quelle tecnicamente realizzabili ed economicamente sostenibili per ogni specifico contesto – garantiscono bassi livelli di emissione di inquinanti, l'ottimizzazione dei consumi di materie prime, prodotti, acqua ed energia e un'adeguata prevenzione degli incidenti. Per tecniche si intendono sia le tecniche impiegate sia le modalità di progettazione, costruzione, manutenzione, esercizio e chiusura dell'impianto.

I documenti di riferimento sulle BAT (*Best Available Techniques Reference Documents*, BREF), pubblicati dalla Commissione Europea (CE) per specifici settori industriali (<http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>), descrivono processi e tecniche in uso nel settore, le emissioni e i livelli di consumo di specifici composti, le migliori tecniche disponibili nonché le conclusioni sulle BAT e le eventuali tecniche emergenti. I documenti di sintesi, detti “Conclusioni sulle BAT”, includono i livelli di emissione associati alle BAT (*BAT Associated Emission Limits*, BAT-AEL) per gli scarichi diretti e indiretti in un corpo idrico ricevente. Essi sono intervalli di livelli di emissione ottenuti in condizioni di esercizio normali utilizzando una migliore tecnica disponibile o una combinazione di migliori tecniche disponibili, espressi come media in un determinato arco di tempo e nell’ambito di condizioni di riferimento specifiche e in funzione dello specifico trattamento.

Al momento non è possibile ricavare i Valori Limite di Emissione (VLE) basati sulle migliori tecniche disponibili (BAT), perché vi è ancora una carenza di dati riguardanti le emissioni delle sostanze prioritarie. I documenti BREF, inoltre, non coprono gli impianti industriali non IPPC e molte altre potenziali fonti puntuali di emissione. Per questi motivi l’introduzione di VLE, derivati in modo indipendente dalle BAT, consente un approccio pragmatico di verifica della conformità ambientale.

Principi generali sui Valori Limite di Emissione

La WFD considera i VLE come una delle misure possibili per il controllo delle emissioni, da inserire nel piano di gestione del bacino, al fine di conseguire il buono stato ambientale dei corpi idrici. Pur considerando necessario tenere conto dei limiti tecnologici definiti dalle BAT, il principio cardine per la derivazione dei VLE per le sostanze chimiche deve essere il conseguimento degli SQA nel corpo idrico recettore. L’applicazione di VLE deve tuttavia essere una misura calibrata sulla situazione locale, relativamente al corpo e al bacino idrico nel quale recapita lo scarico stesso, in grado di garantire anche la prevenzione del deterioramento dello stato dei corpi idrici superficiali.

È essenziale, pertanto, che la definizione del limite agli scarichi sia effettuata su base sito-specifica, a partire da un’analisi delle pressioni esistenti e degli impatti, del regime idrogeologico e della classificazione di tutti gli scarichi recapitanti nel corpo idrico. Per tenere conto del contributo di tutte le sorgenti di inquinamento gravanti sul corpo idrico superficiale, i VLE dovrebbero essere definiti come carico in massa di inquinante per unità di tempo.

Dal punto di vista gestionale, risulta più facile definire una conformità a un limite espresso come concentrazione, cioè massa per volume di liquido scaricato.

L’utilizzo di quote di scarico ammissibili, in massa per unità di tempo, è comunque un approccio già in essere nel caso della gestione del bacino scolante della Laguna di Venezia, come previsto, ad esempio, dal DM del 09/02/1999.

Per alcune sostanze definite “estremamente preoccupanti” (*Substances of Very High Concern*, SVHC) ai sensi del Regolamento sulla registrazione, valutazione, autorizzazione e restrizione delle sostanze chimiche (Regolamento (CE) 1907/2006, REACH), in particolare per quelle cosiddette “senza soglia”, la regolamentazione pone come obiettivo la riduzione al minimo delle emissioni e dell’esposizione della popolazione e dell’ambiente. In tali casi, ma anche per sostanze mobili o molto mobili nell’ambiente, nella definizione dei VLE prevale la necessità di perseguire la virtuale assenza di emissioni prelevate rispetto all’obiettivo del rispetto degli SQA, come è accaduto nel caso della contaminazione da composti perfluoroalchilici (PFAS) di alcune province della Regione Veneto.

Metodologie di derivazione per VLE basati sul raggiungimento di SQA

I VLE basati sul raggiungimento di SQA possono essere di tre tipi:

1. Con fattore diluizione (FD) fisso tra VLE e SQA, indipendentemente dal sito
2. Con fattore di diluizione (FD) variabile, dipendente dalla capacità di diluizione del corpo idrico recettore
3. Basato su modello idrologico del corpo idrico recettore, tenendo in considerazione anche le zone di rimescolamento (*mixing zones*)

Nel caso di sostanze prioritarie per le quali siano fissati Concentrazioni Massime Ammissibili (CMA), si può aggiungere un criterio generale $VLE \leq CMA$, che garantisce il non superamento delle CMA anche nelle aree di mescolamento immediatamente a valle dell'immissione dello scarico nel corpo idrico recettore.

VLE con FD fisso

$$VLE = SQA \times FD$$

Si può assumere in accordo con quanto previsto dalle Linee Guida dell'Agenzia europea delle sostanze chimiche (ECHA) per l'applicazione del Regolamento REACH l'uso di un fattore di diluizione fisso e convenzionale pari a 10.

Questa procedura è indipendente dal sito e applicata in modo uniforme in tutto il paese, ed è un buon approccio soprattutto nel caso di piccoli scarichi. L'uso di standard uniformi garantisce pari requisiti ambientali per gli scarichi e assicura che i costi per la conformità sono fondamentalmente gli stessi in tutto il paese; le procedure di autorizzazione e di controllo di conformità sono semplici e trasparenti.

Lo svantaggio di questo approccio è che non viene presa in considerazione la capacità effettiva di diluizione del corpo idrico.

Vantaggi:

- Facilità e trasparenza di gestione amministrativa
- Comparabilità tra scarichi diversi nella stessa area di applicazione

Svantaggi:

- Non considera portata del recettore
- Non assicura protezione ecologica specie nel caso di corpi idrici con portate ridotte
- Non considera le altre sorgenti nel corpo idrico

VLE con FD variabile

$$\begin{aligned} VLE &= SQA \times FD \text{ (se } FD < 50) \\ VLE &= SQA \times 50 \text{ (se } FD \geq 50) \\ FD &= Q(\text{fiume})_{\text{magra}} / Q(\text{scarico})_{\text{max}} \\ &\text{con } FD_{\text{max}} \leq 50 \end{aligned}$$

Questo approccio è sito specifico ed è basato sul peggiore scenario di portata. La portata media in regime di magra ($Q(\text{fiume})_{\text{magra}}$) del corpo idrico viene calcolata come la minima portata media di 7 giorni (media mobile) con tempo di ritorno 10 anni ($Q(7,10)$).

$Q(\text{scarico})_{\text{max}}$ è la portata di picco o istantanea massima possibile delle acque reflue.

Per la fissazione di un VLE con fattore di diluizione variabile dovrebbero essere previsti correttivi che consentano di tenere conto degli effetti cumulativi di tutte le sorgenti che recapitano nel corpo idrico recettore; di considerare aree o specie sensibili, ad esempio corpi idrici destinati al prelievo di acque potabili e, in generale, nel caso di scarico recapitanti in aree protette.

Vantaggi:

- Considera la capacità diluitiva del corpo o del sito recettore
- Fissando un $FD_{\text{max}} \leq 50$, previene la diluizione artificiosa degli scarichi
- È possibile considerare gli effetti cumulativi da monte (*vedi* par. seguente)

Svantaggi:

- Non considera aree o specie sensibili
- Non considera altre sorgenti nel corpo recettore
- Non considera la perdita o la degradazione dell'inquinante per processi biotici e abiotici.

VLE basati su modello idrologico

Una derivazione sito-specifica di VLE basato su SQA può essere ottenuta anche dalla modellazione della diluizione effettiva delle acque reflue in acqua ricevente. I modelli idrologico-idraulici devono modellizzare, oltre alle portate caratteristiche degli scarichi e dei corpi idrici recettori, anche le caratteristiche idrauliche del corpo idrico (es. sezione, scabrezza, pendenza), il comportamento chimico-fisico della molecola, cioè il trasporto (avvezione e dispersione) e diffusione nel comparto idrico, l'adsorbimento e la degradabilità ambientale. È necessaria una certa esperienza nella modellazione del sistema idraulico al fine di valutare i risultati.

Vantaggi:

- Scenario più realistico
- Stima dell'impatto cumulativo degli scarichi
- Garantisce qualità ecologica del recettore

Svantaggi:

- Necessita di dati relativi al sistema idrico e idrogeologico, alle pressioni, agli scarichi, alle caratteristiche delle sostanze
- Modelli semplificati possono dare luogo a interpretazioni errate
- Necessita di personale qualificato per l'uso dei modelli

Esempio di applicazione del fattore di diluizione variabile in presenza di più sorgenti di emissione

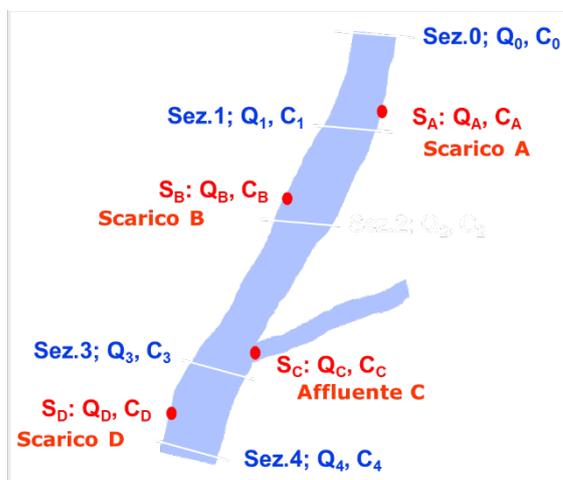
Simulazione del calcolo di VLE in un corpo recettore caratterizzato da una concentrazione di fondo C_0 e da sorgenti plurime di concentrazione C_s e portata Q_s (con $s = A, B, C, D$)

Le portate Q_i e le concentrazioni C_i del fiume, nelle sezioni a valle degli scarichi possono essere calcolate come

$$C_{i+1} = (C_i \times Q_i + C_s \times Q_s) / (Q_i + Q_s)$$

$$Q_{i+1} = (Q_i + Q_s)$$

con $i = 1,2,3,4$



Dati Input:

| | |
|------------------|----------------|
| $Q_0 = 2500$ L/S | $C_0 = 4$ mg/L |
| $Q_A = 50$ | $C_A = VLE_A$ |
| $Q_B = 25$ | $C_B = VLE_B$ |
| $Q_C = 1000$ | $C_C = 3$ mg/L |
| $Q_D = 60$ | $C_D = VLE_D$ |
| $SQA = 25$ mg/L | |

I VLE a valle degli scarichi possono essere calcolati in modo indipendente come

$$VLE = (SQA - C_i) \times FD$$

generando valori diversi per ogni sito e compresi tra 24,5 e 1050 mg/L.

In base a questo modello, lo scarico più a monte è avvantaggiato rispetto a quelli più a valle in quanto, qualora il primo utilizzi tutta la “capacità di carico possibile”, costringe gli altri scarichi a concentrazioni di scarico VLE molto più bassi, in alcuni casi prossimi a SQA, creando una situazione non equa e ingestibile.

Con un approccio integrato si può ottenere un unico VLE per tutti gli scarichi del corpo recettore (o ad un suo tratto) in esame, che sarà dato da:

$$VLE = (SQA - C_m) \times FD_m$$

dove:

C_m , pari a 3,7 mg/L, è la media ponderata delle concentrazioni del corso d’acqua e del suo affluente

FD_m (FD medio) è dato dal rapporto tra la portata finale del corpo recettore (considerando eventuali affluenti) e i valori cumulati delle portate di scarico:

$$FD_m = (Q_0 + Q_C) / (Q_A + Q_B + Q_C) = 25,9$$

Sostituendo gli opportuni valori, nel caso di esempio si ottiene un unico VLE medio, per tutti gli scarichi recapitanti nel tratto preso in considerazione, pari a:

$$VLE = (25 - 3,7) \times 25,9 = 552 \text{ mg/L}$$

| | SQA (mg/L) | C_i (mg/L) | Q_i (L/s) | Q_s (L/s) | FD calcolato | VLE (mg/L) |
|---|------------|--------------|-------------|-------------|--------------|------------|
| 0 | 25 | 4,0 | 2500 | 50 | 25,9 | 552 |
| 1 | 25 | 14,8 | 2550 | 25 | 25,9 | 552 |
| 2 | 25 | 20,0 | 2575 | 1000 | - | 3,0 (*) |
| 3 | 25 | 15,2 | 3575 | 60 | 25,9 | 552 |
| 4 | 25 | 24,1 | 3635 | | | |

(*) si tratta della concentrazione del parametro dell’affluente, non di una VLE

STATO DELL'ARTE SULLA CONTAMINAZIONE DELLE ACQUE DA MICROPLASTICHE

Nicola Ungaro

Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente della Regione Puglia, Bari

Introduzione

La problematica dei rifiuti marini è emersa prepotentemente nell'ultimo decennio (1), con una attenzione, sia da parte degli addetti ai lavori che dei mass media, cresciuta esponenzialmente negli ultimissimi anni. Tra i rifiuti marini, gli oggetti in materiale plastico sono certamente quelli che destano la più grande preoccupazione, a causa della loro massiccia e ubiquitaria diffusione e del loro quotidiano uso e consumo da parte della maggioranza della popolazione mondiale. Purtroppo le peculiari proprietà delle materie plastiche, tra cui la resistenza alla degradazione e la durata nel tempo, ne costituiscono paradossalmente la maggiore minaccia per l'ambiente. Gli oggetti in materiale plastico di maggiori dimensioni (macroplastiche) impattano direttamente sugli organismi marini e gli ecosistemi, deturpando peraltro con il loro accumulo i paesaggi marino costieri (tra cui le spiagge), mentre le microplastiche, meno visibili a causa delle ridotte dimensioni, possono potenzialmente entrare nella rete trofica marina sino ad arrivare all'uomo, attraverso il consumo di prodotti ittici.

La Commissione Europea, con la Comunicazione n. 28 del 16 gennaio 2018 – Strategia Europea per la plastica nell'economia circolare – evidenziava che:

“A livello mondiale, ogni anno finiscono negli oceani da 5 a 13 milioni di tonnellate di plastica [...]. Si stima che la plastica rappresenti oltre l'80% dei rifiuti marini [...]. Secondo l'UNEP, i danni all'ambiente marino a livello mondiale ammontano ad almeno 8 miliardi di USD l'anno”.

I rifiuti marini, in special modo le plastiche, possono dunque arrecare nocimento in quanto:

- 1) danneggiano fisicamente gli habitat marini (per occupazione di spazio, ricoprimento, ecc.);
- 2) possono essere pericolosi per la fauna marina (per ingestione, soffocamento, intrappolamento, ecc.);
- 3) possono accumularsi all'interno della rete trofica marina (soprattutto le microplastiche);
- 4) riducono il valore economico dei beni legati all'ambiente (impattano sul turismo, sulla pesca, ecc.).

Il numero dei lavori scientifici sulla tematica è anche esso cresciuto esponenzialmente negli ultimissimi anni, anche in riferimento al bacino del Mediterraneo e ai mari italiani (2-5). Tra quelli in argomento, alcuni evidenziano il ruolo delle plastiche anche come “vettori” di patogeni per l'uomo (6) o di microalghe potenzialmente tossiche (7). Nei mari europei il monitoraggio istituzionale dei rifiuti marini, comprese le plastiche e le microplastiche, è comunque iniziato abbastanza recentemente, con l'attuazione della Direttiva Europea sulla Strategia Marina (*Marine Strategy Framework Directive - MSFD*, 2008/56/EC) (8); in Italia tale monitoraggio è realizzato dal Sistema delle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente.

Monitoraggio dei rifiuti spiaggiati in Puglia

La prima indagine istituzionale sui rifiuti spiaggiati è stata realizzata in Italia negli anni 2013-2014 dal Sistema delle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente. In questo primo periodo l'Agenzia Regionale per la Prevenzione e la Protezione dell'Ambiente della Regione Puglia (ARPA Puglia) ha realizzato le attività nel territorio regionale di competenza, monitorando n. 10 spiagge in zone costiere di diversa tipologia ("remote", "portuali", "fluviali" e "urbane"), di cui n. 6 sul litorale adriatico e n. 4 su quello ionico, applicando le linee guida emesse dalla Commissione istituita nell'ambito della Convenzione OSPAR per la protezione dell'ambiente marino del Nord-Est Atlantico sullo specifico argomento (la sigla OSPAR deriva dalle convenzioni di Oslo e di Parigi dalla cui unione cui la convenzione OSPAR ha avuto origine) (9). I risultati del monitoraggio relativo alle due campagne 2013-2014 hanno mostrato una situazione comparabile tra i due versanti della costa pugliese, con un numero medio di rifiuti, per ogni 100 m di spiaggia controllata, pari a circa 500 sia per quello adriatico che per quello ionico. Tuttavia, se si considerano le singole spiagge le differenze sono risultate talvolta marcate, passando dai massimi di "Marina di Salve" e "Bosco Isola Lesina", rispettivamente con circa 1000 e circa 900 oggetti per 100 m di spiaggia, ai minimi di "Barletta Ponente" e "Alimini", rispettivamente con circa 250 e circa 300 oggetti per 100 m di spiaggia. Tra tutti i rifiuti censiti quelli in materiale plastico erano certamente i più rappresentati. A partire dal 2015 il monitoraggio ha seguito un protocollo operativo nazionale leggermente diverso da quello precedentemente adottato, e anche il numero di spiagge monitorate in Puglia è diminuito proporzionalmente, da n. 10 a n. 6. Con l'elaborazione degli ultimi dati disponibili, relativi al triennio 2015-2017, sulle spiagge pugliesi è stata stimata una media di 654 rifiuti per 100 m di spiaggia, di cui gli oggetti in materiale plastico rappresentano l'84% (550 oggetti per 100 m); la percentuale delle plastiche è risultata comunque sempre alta in tutte le spiagge monitorate, con valori tra il 72% e 93%, confermando di fatto la situazione che si era rappresentata nel precedente periodo 2013-2014. Sia nel primo periodo che nel secondo periodo di monitoraggio, le retine utilizzate per la mitilicoltura (reti da cozze) sono risultate tra i rifiuti in materiale plastico più frequenti e censiti sulle spiagge pugliesi. Ciò detto, per il triennio 2015-2017 il dato pugliese sui rifiuti spiaggiati è comparabile con quelli nazionali relativi agli interi bacini Adriatico e Ionio, rispettivamente pari a 648 e 519 oggetti per 100 m, nonché si pone all'interno dell'intervallo 450-1400 oggetti per 100 m individuato dall'IMAP (*Integrated Monitoring and Assessment Programme for the Mediterranean Sea and Coast*) come linea di base (10).

Monitoraggio delle microplastiche nei mari della Puglia

Per "microplastiche" si intendono le particelle di materie plastiche, prodotte direttamente o indirettamente dall'uomo, le cui dimensioni sono state convenzionalmente fissate dalla *European Food Safety Authority* tra 0,1 e 5000 micrometri (5 mm). Le microplastiche si possono inoltre distinguere in "primarie", ovvero disperse direttamente nell'ambiente come piccole particelle (es. granuli contenuti in prodotti cosmetici e per l'igiene quotidiana, tra cui esfolianti, dentifrici e detersivi, e in articoli dell'industria farmaceutica), e "secondarie", ovvero derivanti da disaggregazione di rifiuti plastici di maggiori dimensioni.

Anche per le microplastiche la prima indagine istituzionale nelle acque marine italiane è stata realizzata negli anni 2013-2014 dal Sistema delle Agenzie per la Protezione dell'Ambiente. In questo primo periodo ARPA Puglia ha realizzato le attività nei mari di competenza regionale, quindi l'Adriatico Meridionale e lo Ionio Settentrionale, lungo n. 18 transetti perpendicolari alla

costa in ognuno dei quali erano posizionate quattro stazioni a distanza progressiva (a 0,5, 3, 10 e 20 km dalla costa), utilizzando per il campionamento un attrezzo specifico, la rete “manta” (il più idoneo secondo gli standard internazionali per questo tipo di indagine), trainandolo in superficie secondo un protocollo stabilito a livello nazionale. I risultati del primo monitoraggio delle microplastiche hanno mostrato una situazione differenziata sia tra i due mari pugliesi che tra le distanze alle quali sono stati realizzati i campionamenti. In sintesi, se sino alle distanze dei 3 km dalla costa la concentrazione di microplastiche era comparabile tra i due mari, con valori medi in entrambi i casi pari a circa 0,5 particelle/m³, nell’Adriatico pugliese la concentrazione media cresce notevolmente a 10 km dalla costa (circa 0,9 particelle/m³) per arrivare a circa 1,0 particelle/m³ a 20 km dalla costa; nello Ionio pugliese la concentrazione media a 10 km dalla costa è pari a circa 0,3 particelle/m³, e diventa pari a circa 0,8 particelle/m³ a 20 km dalla costa. Comunque, il dato è risultato estremamente variabile nel confronto tra i singoli punti monitorati, con un massimo lungo il transetto “Foce Capoiale” (a nord del promontorio del Gargano), dove è stata stimata una concentrazione pari a circa 19 particelle/m³ a 0,5 km dalla costa. A partire dal 2015 il monitoraggio ha seguito un protocollo operativo nazionale leggermente diverso da quello precedentemente adottato, e anche il numero di transetti monitorati nei mari pugliesi è diminuito proporzionalmente, da n. 18 a n. 6. Con l’elaborazione degli ultimi dati disponibili, relativi al triennio 2015-2017, la concentrazione di microplastiche nelle acque marine pugliesi è risultata mediamente pari a 0,47 particelle/m³, con un valore di 0,53 particelle/m³ per l’Adriatico Meridionale e 0,35 particelle/m³ per lo Ionio Settentrionale. Per lo stesso triennio il dato medio pugliese sulla concentrazione di microplastiche è comparabile, se non inferiore, a quelli nazionali relativi agli interi bacini Adriatico e Ionio, rispettivamente pari a 0,74 e 0,35 particelle/m³, nonché inferiore all’intervallo individuato dall’IMAP come linea di base (10).

Conclusioni

Se pur relativa a una serie storica di dati che al momento non si può ritenere del tutto consolidata, l’analisi comparata dei risultati ottenuti dai monitoraggi condotti da ARPA Puglia evidenzia, sia per la distribuzione dei rifiuti spiaggiati che delle microplastiche in mare, una forte influenza dell’idrologia e delle generali caratteristiche meteo-marine (correnti, ventosità, ondità, ecc.) tipiche dei paraggi investigati dell’Adriatico Meridionale e dello Ionio Settentrionale. Ciò premesso, la stessa analisi rappresenta ad oggi una situazione, in termini quantitativi, che per alcuni aspetti è simile alle criticità già note per altri areali del pianeta, sia nel Mediterraneo che in altre zone all’esterno di questo bacino.

Ringraziamenti

Si ringrazia tutto il personale di ARPA Puglia che ha contribuito alla realizzazione delle attività di monitoraggio descritte. Senza il loro lavoro non sarebbe stato possibile acquisire le informazioni utili per l’elaborazione sintetica sopra riportata.

Bibliografia

1. United Nations Environment Programme. *Marine litter: a global challenge*. Nairobi: UNEP; 2009.
2. Ungaro N, Pastorelli AM, Barbone E. Una prima valutazione dei rifiuti spiaggiati lungo le coste pugliesi. *Biol Mar Medit* 2015;22(1):150-1.

3. Munari C, Corbau C, Simeoni U, Mistri M. Marine litter on Mediterranean shores: Analysis of composition, spatial distribution and sources in north-western Adriatic beaches. *Waste Manag* 2016;49:483-90.
4. Pasternak G, Zviely D, Ribic CA, Ariel A, Spanier E. Sources, composition and spatial distribution of marine debris along the Mediterranean coast of Israel. *Mar Pollut Bull* 2017;114(2):1036-45.
5. Prevenios M, Zeri C, Tsangaris C, Liubartseva S, Fakiris E, Papatheodorou G. Beach litter dynamics on Mediterranean coasts: Distinguishing sources and pathways. *Mar Pollut Bull* 2017;129(2):448-57.
6. Keswani A, Oliver DM, Gutierrez T, Quilliam RS. Review Microbial hitchhikers on marine plastic debris: Human exposure risks at bathing waters and beach environments. *Mar Environ Res* 2016;118:10-9.
7. Casabianca S, Capellacci S, Giacobbe MG, Dell'Aversano C, Varrale F, Tartaglione L, Narizzano R, Risso F, Moretto P, Dagnino A, Bertolotto R, Barbone E, Ungaro N, Penna A. Plastic-associated harmful microalgal assemblages in marine environment. *Environmental Pollution* 2019;244:617-26.
8. Galgani F, Hanke G, Werner S, De Vrees L. Marine litter within the European Marine Strategy Framework Directive. *ICES J Mar Sc* 2013;70(6):1055-64.
9. OSPAR Commission. *Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the OSPAR maritime area*. London: OSPAR Commission; 2010.
10. United Nation Environment Programme - Mediterranean Action Plan. *Integrated Monitoring and Assessment Programme of the Mediterranean Sea and Coast and Related Assessment Criteria (IMAP)*. Athens: UNEP/MAP; 2016.

MICROPLASTICHE NELLE ACQUE: ELEMENTI DI ANALISI DEL RISCHIO

Lorenzo Martellone (a, b), Daniela Mattei (a), Gabriele Favero (b)

(a) Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

(b) Dipartimento di Chimica e Tecnologie del Farmaco, "Sapienza" Università di Roma, Roma

Introduzione

Le microplastiche rappresentano una classe di contaminanti ambientali "emergenti" il cui interesse per la ricerca è rapidamente cresciuto, soprattutto nell'ultimo decennio, in linea con la crescente preoccupazione riguardante possibili ripercussioni di carattere sanitario e ambientale.

Sebbene siano da tempo oggetto di studio (1-2), una definizione univoca di microplastica ancora non è stata concordata (3), a causa dell'estrema eterogeneità di questi composti e della mancanza di uniformità dei metodi di campionamento.

Le microplastiche rappresentano un insieme variegato di polimeri di dimensioni, tipologie, forme e colori differenti (4) ai quali vengono spesso aggiunti diversi additivi per motivazioni di natura tecnologica. I criteri dimensionali e relativi alla loro composizione chimica sono quelli che maggiormente interessano la comunità scientifica per la loro utilità nel caratterizzarle e quantificarle, almeno in maniera grossolana. La maggior parte degli esperti è d'accordo nel definire le microplastiche come particelle plastiche, solide e insolubili in acqua, di dimensioni inferiori a 5 mm in lunghezza (3); alcuni suggeriscono di inserire in questa definizione anche un limite inferiore (intorno ad 1 μm) per distinguerle dalle nanoplastiche (5), anche se risulta determinante sotto questo profilo la tecnica di campionamento utilizzata. Risultano altresì controversi gli aspetti relativi alla composizione chimica. La maggior parte degli studi si è focalizzata sui polimeri esclusivamente sintetici, quali il polivinilcloruro (PVC), il polipropilene (PP) e il polietilene tereftalato (PET) diversamente da quanto definito a livello normativo (ISO/TR21960) (6), che esclude ad esempio da questo gruppo gli elastomeri. È da considerare inoltre che una estensiva definizione delle microplastiche può comprendere anche caratteristiche secondarie delle sostanze, quali forma, colore e origine. Il concetto di origine viene spesso utilizzato per spiegare le modalità con le quali questi contaminanti si diffondono nell'ambiente. Per microplastiche primarie (3-5) si intendono quelle prodotte all'origine nel range dimensionale in cui le stesse vengono ritrovate (es. abrasivi industriali utilizzati per le sabbiature o le microsferi di polietilene utilizzate come esfolianti nei cosmetici); le microplastiche secondarie si formano invece in seguito al logoramento di oggetti di plastica più grandi (es. bottiglie, buste, vestiti).

Le microplastiche sono state ritrovate in un'estesa varietà di matrici biologiche (7, 8) e ambientali (9, 10), essendo ormai ubiquitaria la loro diffusione. A differenza della macroplastiche, i cui meccanismi di tossicità sono sufficientemente noti, i pattern legati alle microplastiche sembrano essere maggiormente eterogenei e prevalentemente indiretti. Oltre ad un danno diretto questi polimeri sono infatti coinvolti in meccanismi di tossicità secondaria; questa è dovuta alle caratteristiche chimiche dei materiali costituenti le plastiche e alla capacità di queste ultime di trasportare microrganismi e additivi pericolosi per la salute umana.

Il danno diretto può essere associato alla capacità degli organismi viventi di inalare o ingerire le microplastiche tramite ad esempio il consumo di acqua contaminata o attraverso processi di biomagnificazione. Studi sulla fauna marina (11) hanno mostrato come le microplastiche possano essere accumulate nei vari tessuti determinando danni anche severi al tratto gastrointestinale,

ritardo della crescita, riduzione della fertilità e del tasso di sopravvivenza della progenie. Gli elementi di valutazione di rischio tossicologico per la salute umana sono piuttosto frammentati e precludono una analisi esaustiva. Effetti sistemici sembrano da escludere (12-13), vista la scarsa tendenza delle particelle superiori a 150 µm di venir assorbite nel tratto gastrointestinale umano; anche per le particelle più piccole l'assorbimento appare essere limitato. Gli effetti diretti delle microplastiche sembrano per questo essere focalizzati sul tratto gastrointestinale. L'ingestione di microplastiche, anche se a concentrazioni elevate, è stata associata con lieve irritazione intestinale e infiammazione; le microplastiche avrebbero anche la capacità di accumularsi all'interno di fagociti di questa regione compromettendone l'immunità locale (14). Per quanto riguarda la tossicità secondaria, gli aspetti da considerare sono molteplici.

Le microplastiche potrebbero essere infatti dannose per l'ambiente e per l'uomo tramite il rilascio per degradazione di monomeri o additivi in esse incorporate (15). Questi possono essere dispersi nell'ambiente danneggiando anche gli organismi viventi. Additivi come i polibromodifenileteri (PBDE), gli ftalati, il biossido di titanio e alcuni coloranti contenenti cadmio sono universalmente riconosciuti come nocivi per la salute umana e animale. Le microplastiche possono inoltre agire come adsorbenti di metalli pesanti, di pesticidi o di inquinanti organici persistenti (*Persistent Organic Pollutants*, POP) (16) e da vettori per il loro trasporto nell'ambiente o lungo la catena trofica; il contributo di questi contaminanti alla loro diffusione appare però trascurabile, rispetto a quello di altre fonti ambientali.

Inoltre, la natura idrofobica delle microplastiche potrebbe favorire lo sviluppo di biofilm batterici permettendo il trasporto, anche a lunga distanza, di colonie microbiche anche patogene e incrementare la possibilità di scambio di materiale genetico contribuendo alla diffusione dell'antibiotico-resistenza (17). Non vi sono però al momento evidenze di danni per salute umana riguardo a questo aspetto.

Evidenze di diffusione nelle acque

È ormai noto come le microplastiche siano ampiamente diffuse in ogni tipologia di ambiente acquatico. A causa della presenza di rifiuti plastici di grosse dimensioni e ad alto impatto ambientale, l'ecosistema marino è stato il primo ad essere indagato (2) ed è quello su cui si sono focalizzate la maggior parte delle ricerche. Le microplastiche possono raggiungere l'ambiente marino attraverso differenti vie. La maggior parte delle microplastiche marine (69-81%) è di tipo secondario (18, 19) ed è una diretta conseguenza della contaminazione dei mari da plastiche di grandi dimensioni. La restante parte è microplastica primaria che raggiunge il mare tramite agenti atmosferici o (prevalentemente) acqua dolce.

Gli ambienti di acqua dolce possono risultare cruciali non solo per la contaminazione del mare ma anche per la filiera idropotabile. Per questo motivo, negli ultimi anni l'interesse della ricerca sulle microplastiche si è parzialmente spostato sull'indagine delle modalità con le quali questi contaminanti raggiungono questi ambienti e l'impatto che hanno sulla distribuzione di acqua potabile (19). Sebbene sia estremamente difficile, rispetto all'ambiente marino, definire estensivamente i fattori che contribuiscono alla contaminazione delle acque dolci, i pattern di distribuzione possono essere essenzialmente attribuibili a fonti terrestri, agli impianti di trattamento delle acque reflue, ai sistemi fognari misti, alla degradazione di plastiche più grandi e al deposito atmosferico. Diversi studi suggeriscono la possibilità di contaminazione delle acque da elementi di usura stradale (in particolare delle vernici utilizzate per la segnaletica orizzontale) e dagli pneumatici delle automobili (20, 21); a questo può inoltre contribuire la cosiddetta *city dust*, il risultato dell'abrasione di diversi oggetti come le suole delle scarpe e dei tappeti erbosi sintetici e i prodotti utilizzati per l'agricoltura. Un'altra fonte di contaminazione universalmente riconosciuta sono le acque di scarico e gli impianti di trattamento

delle acque reflue (21, 22). Le acque reflue raccolgono infatti un'innumerabile varietà di microplastiche utilizzate in ambito domestico (tra cui principalmente le fibre tessili perse durante i lavaggi e microsferine utilizzate in cosmetica) e industriale e l'efficacia degli impianti di trattamento nel rimuoverle è molto dibattuta. Le caratteristiche degli impianti di trattamento sono infatti tra loro differenti e comunque non vengono in genere adottate tecnologie specifiche per la rimozione delle microplastiche. Inoltre, al di là dell'efficacia del processo, l'ampio volume d'acqua trattato in questi impianti potrebbe contribuire, comunque, ad introdurre quantità non trascurabili di microplastiche nell'ambiente acquatico. Possono contribuire alla contaminazione delle acque anche i sistemi fognari misti (21), estremamente diffusi nella gran parte dei Paesi, che raccolgono contemporaneamente le acque reflue dalle abitazioni e le precipitazioni meteoriche recepite a livello stradale per convogliarle all'impianto di trattamento. Quando i volumi d'acqua superano la capacità di carico dell'impianto di trattamento (es. durante intense perturbazioni meteo), per motivi di sicurezza l'acqua bypassa l'impianto attraverso scolmatori di piena e viene riversata direttamente nel corpo idrico recettore, contribuendo in maniera massiccia alla diffusione ambientale di microplastiche. Infine, come per le acque salate, la frammentazione di rifiuti di plastica più grandi può determinare il rilascio di microplastiche nell'ambiente in questione (23, 24). Per quanto concerne le acque potabili, può giocare un ruolo cruciale anche la componentistica delle tubazioni e dei filtri utilizzati negli impianti di potabilizzazione (9).

Sebbene i risultati dei numerosi studi pubblicati finora sul *tracking* delle microplastiche risultino decisamente disomogenei, una certa tendenza all'accumulo è stata osservata intorno alle zone urbanizzate e industriali (25, 26). Come prevedibile, le concentrazioni generalmente risultano più elevate in acque superficiali rispetto a quelle sotterranee (9) che non subiscono l'effetto del deposito atmosferico.

Criteri metodologici

La maggior parte degli studi sulle microplastiche è stata condotta su campioni ambientali quali acqua, sedimenti e fanghi di depurazione degli impianti di trattamento. In Figura 1 sono riportate le pubblicazioni su microplastiche, microplastiche in ambienti acquatici e in acque destinate al consumo umano dal 2006 al 2019 nel database MEDLINE.

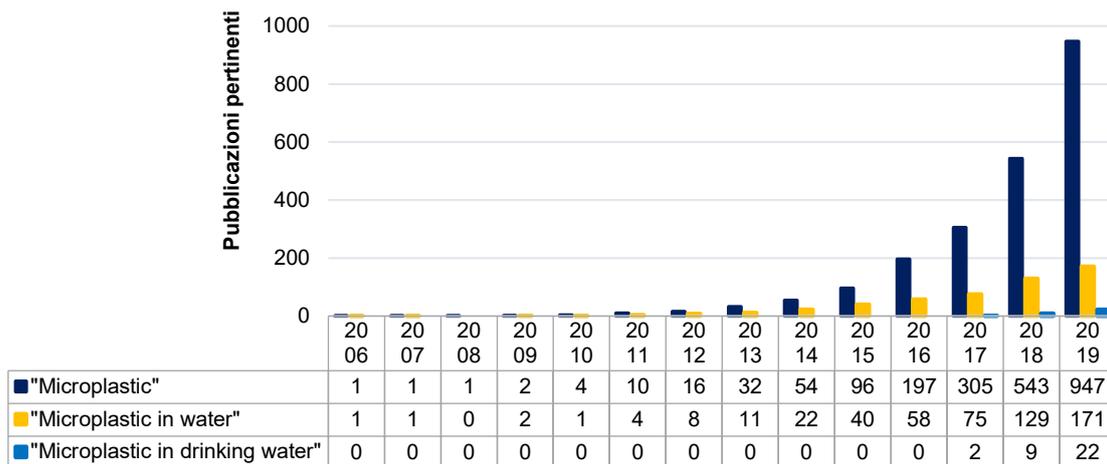


Figura 1. Numero di pubblicazioni su microplastiche e microplastiche in ambienti acquatici e acque destinate al consumo umano nel database MEDLINE (2006-2019)

Risultano in letteratura ricerche su altre tipologie di campioni come ad esempio matrici biologiche di animali (per lo più sangue e feci) (7, 8), aria (14, 27) e acqua in bottiglia (28). Sebbene non vi siano al momento metodi standard per identificare e quantificare efficacemente le microplastiche, i campioni ambientali condividono parte della fase di pretrattamento del campione e dei criteri strumentali frequentemente utilizzati.

Campionamento

Il campionamento, soprattutto per le acque, è la fase più critica dell'intero processo. Il metodo prescelto per il campionamento deve garantire l'analisi di un volume sufficiente affinché i risultati ottenuti possano essere significativi ma allo stesso tempo deve essere in grado di evitare gli inconvenienti di natura tecnica (es. intasamento dei filtri) che spesso si verificano in questa fase. Diversi studi (29) hanno mostrato come le particelle più piccole siano più abbondanti, per cui volumi minori saranno preferibili se si vogliono ottenere informazioni su particelle di grandezza compresa tra i 100 e i 300 μm , che sono generalmente le più difficili da identificare. Se invece sono le microplastiche più grandi ($>300 \mu\text{m}$) l'oggetto dell'indagine, un volume più ampio sarà richiesto per non ricadere in sottostime. Koelmans *et al.* (29), sulla base di tali presupposti, suggeriscono dei volumi di campionamento ottimali per ciascuna tipologia di acqua dolce sul quale vengono effettuate le analisi. Per le acque superficiali, date le basse concentrazioni, la relatività facilita a campionare volumi elevati e la maggiore suscettibilità a variabili temporali e atmosferiche, lo standard è stato fissato a 500 L; volumi ancora maggiori sono richiesti in caso di località remote e ipoteticamente meno contaminate. Per gli impianti di depurazione (*WasteWater Treatment Plant*, WWTP) occorre differenziare tra flusso in entrata e flusso in uscita. I flussi in entrata, a causa della loro origine, sono notevolmente più contaminati da microplastiche rispetto ad altre matrici e pertanto un volume di 1 L è considerato sufficiente (29). Viceversa, dopo il trattamento, il quantitativo aspettato è notevolmente minore, ed è consigliato come valore di riferimento 500 L (29). Per l'acqua di rubinetto il volume di campionamento consigliato è fino a 1000 L, dato che si tratta di acqua destinata al consumo umano che può aver subito trattamenti anche spinti di potabilizzazione e per cui le concentrazioni attese di microplastiche sono decisamente basse (29).

Per campionare l'acqua vengono solitamente utilizzate delle specifiche reti o delle pompe connesse a diverse tipologie di filtri, entrambe collegate ad uno specifico misuratore di flusso. Le reti da campionamento per grandi volumi d'acqua, il cui prototipo è la rete manta (30), vengono trascinate da barche (es. in corpi idrici) o fissate ad appositi sostegni nella zona di campionamento di interesse. Le microplastiche vengono trattenute dalla rete a seconda dell'apertura della maglia (con valore ottimale nell'ordine di 300 μm) (29) per poi essere raccolte e processate per l'analisi. Il grande vantaggio dell'utilizzo di reti nel campionamento delle microplastiche è che queste sono in grado, nelle maggior parte dei casi, di filtrare grandi volumi d'acqua rappresentando in maniera migliore la distribuzione dei contaminanti nell'area campionata. D'altro canto, la grandezza della maglia è un fattore limitante in questa tipologia di strumenti perché esclude dal campionamento tutto ciò che è dimensionalmente più piccolo dell'apertura prescelta. Ciò che però limita maggiormente l'utilizzo delle reti è l'aspetto pratico: è impraticabile effettuare studi di questa tipologia in regioni non navigabili; gli studi presso i WWTP (in entrata o all'interno dell'impianto), gli impianti di potabilizzazione (*Drinking Water Treatment Plant*, DWTP) o su acqua in distribuzione richiedono l'utilizzo di sistemi di pompaggio o l'allaccio ad un rubinetto (9, 31-32). In questi casi, l'acqua viene convogliata mediante una pompa o direttamente attraverso il rubinetto in direzione di un sistema di filtraggio implicato. Per le operazioni, vengono generalmente impiegati filtri con aperture inferiori a quelle che si osservano nel campionamento con rete (solitamente 55-10 μm). Ciò permette di recuperare microplastiche di classi dimensionali

inferiori rispetto agli approcci basati sulle reti ma in molti casi non si riesce a filtrare volumi elevati per la possibilità di intasamento del filtro. In ogni caso, una volta raccolto, il materiale campionato viene conservato in contenitori *plastic-free* evitando ogni possibile contaminazione ambientale. L'approccio al campionamento per le altre matrici ambientali è sostanzialmente più semplice. Sedimenti e fanghi di depurazione vengono infatti solitamente raccolti tramite delle benne o *box-corer* e poi conservati refrigerati fino alla successiva analisi.

Pretrattamento del campione

I campioni derivanti da acque, sedimenti e fanghi di depurazione devono subire diversi processi di pretrattamento prima di essere pronti per l'analisi. In generale, i campioni ricavati da matrici più pulite richiedono minori trattamenti rispetto a quelli più complessi; anche il metodo analitico finale gioca un ruolo di primo piano in questa fase dell'analisi. Non esistono comunque, alla stregua del campionamento, procedure di pretrattamento standardizzate e gli approcci che si trovano in letteratura possono variare anche molto tra studi dello stesso tipo. È possibile comunque osservare delle strategie comuni (33, 34).

L'analisi di tutte queste tipologie di campioni, ad eccezione di quelli ottenuti a partire da acque potabili, necessita di una preventiva digestione che ha lo scopo di rimuovere il materiale organico adeso alle particelle plastiche. Questo potrebbe infatti, più o meno, interferire con i risultati a seconda della tecnica analitica prescelta. La digestione con acidi, basi o da ossidanti come il perossido d'idrogeno è uno dei pre-trattamenti più utilizzati. Durante questo processo è fondamentale tenere sotto controllo la temperatura e ottimizzare tempo di digestione e la concentrazione dei reagenti per evitare la decomposizione e la decolorazione delle microplastiche raccolte (33, 35).

I campioni ricavati da sedimenti e fanghi (e in alcuni casi anche da acque) subiscono spesso una procedura di purificazione addizionale, una separazione per densità, che ha lo scopo di rimuovere le impurezze inorganiche ancora adese ai campioni. Viene solitamente eseguita a posteriori della digestione e consiste nella miscelazione della soluzione ricavata dalla precedente fase con un'altra soluzione salina satura. Si sfrutta la tendenza delle microplastiche ad affiorare in superficie quando messe in contatto con una soluzione salina, visto che la maggior parte delle microplastiche ha densità inferiore a quella dei sedimenti ($2,7 \text{ g/cm}^3$) o comunque delle impurezze inorganiche (33-34).

Il *Drinking Water Inspectorate* (DWI), l'autorità britannica per la sicurezza delle acque potabili, consiglia (35) inoltre di procedere con uno step di digestione enzimatica per eliminare l'eventuale biofilm adeso. Questo potrebbe infatti a sua volta interferire con le tecniche di analisi. La digestione enzimatica è spesso, oltre alla filtrazione, l'unica procedura che viene applicata ai campioni di acqua potabile prima dell'analisi. In diversi studi viene inoltre condotta un'essiccazione del campione per rimuovere le tracce di acqua presenti; questa potrebbe infatti interferire con l'analisi spettroscopica nell'infrarosso e produrre un elevato rumore di fondo. È essenziale tuttavia non eccedere nella temperatura perché questa, ancora una volta, potrebbe degradare i polimeri plastici. Koelmans *et al.* suggeriscono in ogni caso di non superare i 50°C (29).

Analisi strumentale

Uno dei metodi maggiormente utilizzati per quantificare le plastiche del campione, vista anche la sua relativa semplicità, è quello dell'ispezione visiva diretta. Tramite microscopio (o stereomicroscopio per le particelle più piccole) le particelle di plastica vengono contate manualmente; è anche possibile classificarle per dimensione, colore e forma. Questa metodologia

è anche utilizzata come preselezione delle particelle quando viene eseguita successivamente la caratterizzazione chimica. L'ispezione visiva permette infatti di avere un quadro dell'abbondanza di microplastiche nel campione in tempi relativamente celeri, ma non permette la loro identificazione ed è suscettibile a valutazioni di carattere soggettivo che possono portare ad una loro sovrastima o sottostima; per questo motivo risulta cruciale eliminare le possibili fonti di confondimento nella fase di pretrattamento, specie per le matrici più complesse come i sedimenti o i reflui (29,36,37).

L'identificazione qualitativa delle microplastiche viene effettuata con tecniche spettroscopiche, termoanalitiche o chimiche convenzionali. Tramite le tecniche spettroscopiche, che comprendono la spettrometria vibrazionale FT-IR (spettrometria IR a trasformata di Fourier) e Raman, è possibile identificare le strutture chimiche dei polimeri coinvolti comparando i loro spettri di assorbimento, emissione, riflettanza o diffusione con apposite librerie; queste permettono infatti di riconoscere i gruppi funzionali delle molecole mediante l'interazione di questi ultimi con una radiazione elettromagnetica. Si tratta di tecniche non distruttive, estremamente accurate e tra loro complementari (29, 36, 37).

Diverse tecniche FT-IR sono state efficacemente utilizzate nella caratterizzazione di microplastiche. La spettrometria infrarossa a riflettanza totale attenuata (ATR-FT-IR) permette di ricavare informazioni sulle microplastiche di dimensioni maggiori ($> 500 \mu\text{m}$) con superfici irregolari, spesse e opache (al contrario dello FTIR classico a trasmittanza). Le particelle più piccole (fino a $20 \mu\text{m}$) possono essere analizzate tramite spettroscopia IR accoppiata alla microscopia (micro-FT-IR). Questo approccio è in grado di produrre una mappa ad alta risoluzione del campione senza una fase di ispezione visiva preliminare. La spettroscopia IR presenta però diversi svantaggi applicativi. Per produrre il relativo spettro, in riflettanza o assorbanza, il polimero deve essere attivo all'IR; le particelle più piccole ($< 200 \mu\text{m}$) e non trasparenti difficilmente possono essere analizzate con queste tecniche in quanto non assorbono così efficacemente nell'infrarosso da produrre uno spettro facilmente interpretabile. L'umidità residua nel campione deve essere inoltre completamente eliminata perché può interferire severamente con l'analisi. La strumentazione specifica per le tecniche avanzate è inoltre costosa e richiede personale altamente formato per le operazioni e l'interpretazione dei dati (29, 36, 37).

La spettroscopia Raman, quando accoppiata ad un microscopio (micro-Raman), è l'unica tecnica analitica efficace per identificare le particelle più piccole ($1\text{-}20 \mu\text{m}$) con un'ampia risoluzione spaziale. È possibile analizzare anche le particelle più opache e l'acqua contenuta nel campione non interferisce più di tanto con l'analisi. La fluorescenza delle impurezze presenti nel campione e la relativa debolezza dei segnali osservati può però interferire notevolmente con le analisi. La spettroscopia Raman comporta anche in questi casi l'utilizzo di strumentazione specifica che richiede la presenza di personale formato (29, 36, 37).

Tra le tecniche termoanalitiche la gas cromatografia accoppiata alla spettrometria di massa (GC-MS) accoppiata a pirolisi è la tecnica d'eccellenza. Il campione viene degradato termicamente per produrre composti gassosi tipici che vengono trasferiti in una colonna GC e successivamente iniettati in un analizzatore di massa a quadrupolo. Lo spettro dei prodotti di pirolisi viene quindi confrontato con quelli contenuti in apposite librerie per l'identificazione chimica delle microplastiche. Questa tecnica permette non solo di ottenere informazioni sul tipo di plastica presente nel campione ma anche sugli additivi eventualmente presenti. Si tratta di un metodo sensibile e affidabile che però è adatto solo per le microplastiche più grandi ($>500 \mu\text{m}$). È inoltre un metodo distruttivo e non restituisce informazioni sul numero, sulla forma e sulle dimensioni dei polimeri campionati (29, 35, 36).

Infine la spettrometria di massa al plasma accoppiata induttivamente (*Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry*, ICP-MS) può essere utilizzata per decomporre il campione e

identificare specifici frammenti dei polimeri o elementi ad essi legati, ma restituisce poche altre informazioni rispetto a quelle ottenibili con gli altri metodi (38).

Conclusioni e necessità di ricerca

L'estesa diffusione di microplastiche rappresenta un problema ambientale e culturale, anche in considerazione del potenziale impatto sulla salute umana, nonostante non vi siano attualmente evidenze chiare su quali effetti potrebbero provocare e attraverso quali meccanismi.

Nonostante diversi Paesi, Italia compresa (39), abbiano già preso alcune misure restrittive al fine di contrastare la contaminazione da microplastiche attraverso una limitazione della loro produzione e diffusione, risulta ancora da definire estensivamente la pianificazione e l'armonizzazione delle misure in ambito legislativo.

Dal punto di vista analitico, nonostante le numerose tecniche strumentali a disposizione, ancora non è stato condiviso dalla comunità scientifica un protocollo standard. Vi sono differenze sensibili tra gli studi effettuati in termini di campionamento, pretrattamento e analisi strumentale che non permettono un confronto diretto dei risultati; in ogni caso ciascun metodo adottato presenta delle caratteristiche che lo rendono più o meno congruo per l'analisi a seconda delle finalità delle indagini, delle risorse disponibili e della tipologia di campione. Un altro fattore che può ostacolare l'analisi è la contaminazione ambientale che deve essere ridotta al minimo durante il campionamento per non compromettere l'intera analisi quantitativa. Risulta determinante anche comprendere meglio i *pattern* di distribuzione di questi contaminanti nelle acque dolci, con lo scopo di comprendere più approfonditamente gli effetti sull'ecosistema e sulla salute umana.

Bibliografia

1. Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davies A, Rowland SJ, John A, McGonigle D, Russel A. Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 2004;304(5672):838.
2. Ng KL, Obbard JP. Prevalence of microplastics in Singapore's coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 2006;52(7):761-7.
3. Marsden P, Koelmans B, Bourdon-Lacombe J, Gouin T, D'Anglada L, Cunliffe D, Jarvis P, Fawell J, De France J. *Microplastic in drinking water*. Geneva: World Health Organization; 2019.
4. Thompson RC, Bergmann M, Gutow L, Klages M. Microplastics in the marine environment: sources, consequences and solutions. *Marine Anthropogenic litter* 2015;185-200.
5. Hartmann N, Huffer T, Thompson R, Hassello M, Verschoor A, Daugaard A, Rist S, Karlsson T, Brennholt N, Cole M, Herrling M, Hess M, Ivleva N, Lusher A, Wagner M. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environmental Science and Technology* 2019;53:1039-47.
6. ISO/TR21960:2020. *Plastic in the environment. Current state of knowledge and methodologies*. Geneva: International Organization for Standardization; 2020.
7. Provencher A, Vermaire JC, Avery-Gomm S, Braune, BM, Mallory ML. Garbage in guano? Microplastic debris found in faecal precursors of seabirds known to ingest plastics. *Science of Total Environment* 2018;644:1477-84.
8. Deng Y, Zhang Y, Lemos B, Ren H. Tissue accumulation of microplastics in mice and biomarker responses suggest widespread health risks of exposure. *Nature Scientific Reports* 2017;7:46687.
9. Mintenig SM, Löder MHJ, Primpke S, Gerdt G. Low number of microplastic detected in drinking water from ground water sources. *Science of total environment* 2019;648:631-5.

10. Lots FAE, Behrens P., Vijver M., Horton A., Bosker T. A large-scale investigation of microplastic contamination: Abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment. *Marine Pollution bulletin* 2017;123(1-2) 219-26.
11. Guzzetti E, Sureda A, Tejada S, Faggio C. Microplastic in marine organism: environmental and toxicological effects. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 2018;64:164-71.
12. Presence of microplastic and nanoplastic in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*. 2016;14(6):4501.
13. Lusher A, Hollman P, Mendoza-Hill J. *Microplastics in fisheries and aquaculture. Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nation;2017.
14. Wright SL, Kelly JF. Plastic and human health: a micro issue? *Environmental science and technology* 2017;51(12): 6634-47.
15. Hahladakis J, Velis Costas A, Weber R, Iacovidou E, Purnell P. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal, and recycling. *Journal of Hazardous Materials* 2018;344: 179-99.
16. Wang F, Wong CS, Chen D, Lu X, Wang F, Zeng EY. Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. *Water Research* 2018; 139:208-19.
17. McCormick AR, Hoellein TJ, London MG, Hittie J, Scott WJ, Kelly J. Microplastic in surface waters of urban rivers: concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere* 2016;7(11).
18. Munoz-Pineiro MA. *Microplastics. Focus on Food and Health. European Commission Factsheet*. 2017. Disponibile all'indirizzo: <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/brochures-leaflets/microplastics-focus-food-and-health>; ultima consultazione 23/04/2020.
19. Alimi OS, Budarz JF, Hernandez LM, Tufenkij N. Microplastics and Nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environmental Science and Technology* 2018;52:1704-24.
20. Verschoor L, de Porter R, Dröge R, Kuenen J, de Walk E. *Emission of microplastic and potential mitigation measures: abrasive cleaning agents, paints and tyre wear*. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM); 2016. (RIVM Report 2016-0026).
21. Horton A. *Microplastic in the Freshwater Environment*. Marlow: Foundation for Water Research (FWR);2017 (FR/R0027).
22. Burton GA. *White Paper. Microplastic in aquatic systems. An Assessment of Risk. Summer of critical issues and recommended path forward*. Alexandria: The Water Environment & Reuse Foundation (WE&RF);2017.
23. Gasperi J, Dris R, Bonin T, Rocher V, Tassin B. Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environmental Pollution* 2014;195:163-6.
24. Morrit D, Stefanoudis PV, Pearce D, Crimmen OA, Clark PF. Plastic in Thames: A river runs through it. *Marine Pollution Bulletin* 2014;78:196-200.
25. Eriksen M, Mason S, Wilson S, Box C, Zellers S, Edwards W, Farley H, Amato S. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin* 2013;77:177-82.
26. Baldwin AK, Corsi SR, Mason SA. Plastic debris in 29 great lakes tributaries: relations to watershed attributes and hydrology. *Environmental Science and Technology* 2016;50:10377-85.
27. Panko JM, Hitchcock KM, Fuller GW, Green D. Evaluation of tire wear contribution to PM 2.5 in urban environments. *Atmosphere* 2019;10(2):99.
28. Mason AS, Welch V G, Neratko J. Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. *Frontiers in Chemistry* 2018;6.

29. Koelmans B, Mohamed Nor NH, Hermsen E, Kooi M, Mintenig S, De France J. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water research* 2019;155:410-22.
30. Brown D & Cheng L. New net for sampling the Ocean Surface. *Marine Ecology – Progress Series* 1981;5:225-7.
31. Ziajahromi S, Neale PA, Rintoul L, Leusch F. Wastewater Treatment Plants as a Pathway for Microplastic: Development of a New Approach to Sample Wastewater-Based Microplastic. *Water Research* 2017;112:93-9.
32. Mason AS, Garneu D, Sutton R, Chu Y, Ehmann K, Barnes J, Fink P, Papazissimos D, Rogers DL. Microplastic Pollution Is Widely Detected in US Municipal Wastewater Treatment Plant Effluent. *Environment Pollution* 2016;2018:1045-54.
33. Prata JC, da Costa JP, Duarte AC, Rocha-Santos T. Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: a critical review. *Trends in analytical chemistry* 2018;1017:1-19.
34. Masura J, Baker J, Foster G and Arthur C. *Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments*. Silver Spring: NOAA Marine Debris Program; 2015 (Technical Memorandum NOS-OR&R-48).
35. Ball H, Cross R, Grove E, Horton A, Johnson A, Jürgens M, Read D, Svendsen C. *Sink to River – River to Tap. A review of potential risks from nanoplastic and microplastic*. London: Drinking Water Inspectorate (DWI); 2019. (Report Ref. No. 19/EQ/01/18).
36. Li J, Liu H, Chen JP. Microplastic in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and method for microplastic detection. *Water Research* 2018;137:362-74.
37. Dris R, Imhof HK, Löder M, Gasperi J, Laforsch C, Tassin B. Microplastic Contamination in Freshwater Systems: Methodological Challenges, Occurrence and Source. In: Zeng E. (Ed.). *Microplastic contamination in aquatic environment. an emerging matter of environmental urgency*. Guangzhou: Elsevier; 2018;51-93.
38. Braun U, Jekel M, Gerdt G, Ivleva N, Reiber J. *Microplastic analytics. Sampling, preparation, and detection methods*. Berlin: German Federal Ministry of Education and Research; 2018.
39. Italia. Legge 27 dicembre 2017, n. 205. Bilancio di previsione dello Stato per l'anno finanziario 2018 e bilancio pluriennale per il triennio 2018-2020. *Supplemento ordinario alla Gazzetta Ufficiale - Serie generale* n. 302, 29 dicembre 2017.

APPROCCIO DI VALUTAZIONE DEL RISCHIO PER SOSTANZE EMERGENTI E MISCELE IN ACQUE DESTINATE AL CONSUMO UMANO

Emanuela Testai

Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

I contaminanti dei corpi idrici sono considerati emergenti se i) ‘nuovi’, ii) pur noti da tempo, vengono identificati come contaminanti a causa del miglioramento delle tecniche analitiche, ma non sono monitorati routinariamente, o iii) esiste una preoccupazione crescente relativamente agli effetti sulla salute (*Contaminants of Emerging Concern*, CEC). In genere, la preoccupazione nasce dal fatto che il loro impatto sulla salute umana e ambientale non è del tutto caratterizzato, specialmente a seguito di esposizione cronica a basse dosi, per cui non sono disponibili valori di riferimento inseriti nelle varie legislazioni come valori limite protettivi per la salute.

Nel 2000, fu identificata una lista iniziale di 33 sostanze prioritarie nella *Water Framework Directive* (WFD) dell’Unione Europea (Direttiva 2000/60/CE); successivamente la Direttiva 2013/39/UE, che modificava le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE prevedeva 45 sostanze prioritarie con i relativi Standard di Qualità Ambientale (*Environmental Quality Standards*, EQS) e più tardi è stata adottata una lista di sostanze ‘sotto osservazione’ chiamata *Watch List* (Decisione di esecuzione 2015/495/UE del 20 marzo 2015), da tenere aggiornata.

I CEC appartengono a varie classi chimiche e sono utilizzati in molti settori diversi:

- Farmaci (es. antibiotici, ormoni, antinfiammatori non steroidei come ibuprofene e naprossene),
- Droghe d’abuso (es. cocaina),
- Prodotti cosmetici e per l’igiene personale (es. triclosan, filtri UV, ecc.),
- Prodotti industriali (es. sostanze perfluoroalchiliche - PFAS),
- Pesticidi (es. neonicotinoidi),
- Tossine naturali (es. cianotossine),

solo per fare alcuni esempi che sono stati identificati in campioni ambientali, inclusa l’acqua potabile (Gogoi *et al.*, 2018).

Una caratteristica chimica che li accomuna è l’idrofilicità da cui dipende una elevata mobilità nell’ambiente attraverso l’acqua: possono quindi essere trasportati anche per lunghe distanze, e sono difficilmente trattenuti dal suolo. Quest’ultima caratteristica fa sì che i sistemi tradizionali di trattamento per le acque potabili, che non sono stati ideati per ‘bloccare’ sostanze con queste caratteristiche, siano poco efficienti. Poiché per i CEC generalmente non esistono limiti di legge applicabili anche all’acqua potabile, è necessario condurre una valutazione di rischio per derivare quelli che sono noti come HBGV (*Health Based Guidance Values*), vale a dire i valori guida basati su effetti sulla salute, applicando i quali la popolazione è protetta. Per alcuni CEC esistono dati sufficienti sul profilo tossicologico ed è possibile quindi derivare gli HBGV applicando la classica procedura di valutazione del rischio oramai molto consolidata, ampiamente utilizzata, oltre che dallo specifico *Working Group* dell’Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO) che si occupa della preparazione dei *Background Documents* delle varie sostanze chimiche, anche dalle istituzioni dell’Unione Europea, dalla *Environmental Protection Agency* (EPA) e dalla *Food and Drug Administration* (FDA) degli Stati Uniti.

La procedura di valutazione del rischio prevede sostanzialmente 4 fasi:

1. *Identificazione del ‘pericolo’ associato ad una sostanza chimica*, vale a dire la sua capacità intrinseca di produrre un danno alla salute;

2. *Definizione della relazione quantitativa dose-risposta*, cioè la possibilità di definire l'entità del danno ad una certa dose. Questa relazione rappresenta il paradigma della tossicologia moderna: la risposta di un organismo a una sostanza chimica aumenta/diminuisce proporzionalmente alla dose di esposizione generalmente senza cambiare direzione (curva monotonica), tranne alcune eccezioni (es. per gli elementi in traccia come il rame, per cui la deprivazione causa danni diversi e ancor più gravi di quelli dovuti all'eccesso). Attraverso la curva dose-risposta si possono identificare i valori di riferimento (da usare come punti di partenza o *Point of Departure, PoD*) nella successiva fase di caratterizzazione del rischio. Tra questi la soglia al di sotto della quale non si osservano effetti, nota come *No Observed (Adverse) Effect Level (NO(A)EL)*, o il livello più basso a cui si osservano effetti (LOAEL) o la *BenchMark Dose (BMD)*, o meglio il limite inferiore del suo intervallo di confidenza (BMDL, dove L sta per *lower*, ad indicare il limite inferiore), che si definisce come la dose associata ad un effetto in una determinata percentuale di animali (es. 1, 5 o 10%) o a un effetto pari ad una% dell'effetto massimo (es. 0.1, 1, 5, 10%, in dipendenza della gravità dell'effetto stesso). Nella quasi totalità dei casi queste informazioni provengono da studi di tossicità ripetuta condotti su animali di laboratorio, ma se fossero disponibili studi epidemiologici di buona qualità dai quali ricavare queste informazioni, è ovviamente preferibile utilizzare questi ultimi.
3. *Caratterizzazione dell'esposizione* definita esterna, nel caso in cui si disponga di dati relativi alla concentrazione nell'acqua potabile, nei vari comparti ambientali (aria, acqua suolo), nella dieta e in prodotti di consumo anche in relazione alla entità, durata e frequenza dell'esposizione, per definire gli scenari più adeguati. È importante considerare che si può essere esposti alla stessa sostanza attraverso più vie di esposizione contemporaneamente (esposizione aggregata). Un esempio è fornito da sostanze volatili alle quali attraverso l'acqua destinata al consumo umano si è potenzialmente esposti per via orale, ma anche per via inalatoria e cutanea durante la doccia. La conoscenza del comportamento cinetico di una sostanza e l'uso di modelli PBPK (*Physiologically Based Pharmacokinetic models*) o la disponibilità di dati di biomonitoraggio può permettere di utilizzare la dose interna di esposizione, che rappresenta il dato quantitativamente più rilevante.
4. *Caratterizzazione del rischio*, fase nella quale si stima la probabilità di avere un effetto -e a che livello- nella popolazione esposta.

Dai PoD ricavati dalla relazione dose-risposta (NOAEL, LOAEL, BMDL) si possono derivare valori come l'ADI o la TDI (*Acceptable/Tolerable Daily Intake*), che rappresentano la dose totale che può essere assunta dall'uomo per l'intero arco della vita senza che ciò comporti un rischio apprezzabile per la salute. Al valore del PoD si applica un fattore di correzione conservativo, indicato come UF (*Uncertainty factor, o fattore di incertezza*), o come SF (*Safety Factor o fattore di incertezza*) o come AF (*Assessment factor, fattore di valutazione*) che tiene conto di:

- *Variabilità interspecifica* (nell'estrapolare i dati dagli animali di laboratorio all'uomo, quest'ultimo viene considerato la specie più sensibile).
- *Variabilità intraspecifica*: la popolazione umana mostra un elevato grado di variabilità, dovuta a fattori fisiologici (genere, età, gravidanza), alla presenza di stati patologici (disfunzioni epatiche o renali che influenzano l'eliminazione), a fattori genetici (polimorfismi enzimatici) o acquisiti (variazioni nell'espressione genica per induzione dovuta ad esposizione ad altre sostanze).
- *Qualità dei dati e loro rilevanza* (specie animale utilizzata, lunghezza e qualità dello studio) e completezza del data base.
- *Severità degli effetti* indotti e altri fattori.

I valori di ADI o TDI sono generalmente ‘conservativi’ e sono stati definiti per proteggere la popolazione sul lungo periodo (esposizione cronica), tenendo conto anche dei gruppi di popolazione più vulnerabili. Un loro superamento temporaneo, soprattutto se molto circoscritto nel tempo, non comporta necessariamente una situazione di rischio significativo per la popolazione. In tali casi è necessario il giudizio di un esperto tossicologo e, ove possibile, la derivazione di valori di riferimento per esposizioni di breve durata.

Una volta identificata la TDI (o altri valori, se e quando rilevanti) è possibile definire gli HBGV per la qualità dell’acqua potabile: la WHO fa riferimento ad una persona adulta del peso di 60 kg che consumi 2 L di acqua al giorno secondo la formula:

$$GV = \frac{\text{TDI} \times \text{peso corporeo} \times \text{fattore di allocazione}}{\text{Consumo giornaliero di acqua (L)}}$$

dove il fattore di allocazione (*allocation factor*) rappresenta la frazione o % della TDI attribuibile all’acqua potabile (ovviamente applicabile anche alle altre fonti di esposizione). La percentuale varia a seconda della sostanza e degli scenari di esposizione.

La metodologia descritta si applica a sostanze tossiche non genotossiche e non cancerogene, o con meccanismo noto di cancerogenicità non genotossico per le quali esiste una soglia, al di sotto della quale verosimilmente non si osservano effetti sanitari avversi. Per sostanze cancerogene con meccanismo genotossico, poiché si considera che non ci sia una soglia, non è possibile derivare una TDI. L’Unione Europea usa l’approccio del Margine di Esposizione (*MoE, Margin of Exposure*), che esprime la distanza tra il livello di esposizione d’interesse e quello associato ad un effetto minimo ma rilevabile. La dose di riferimento è una *Benchmark Dose*, stimata con tecniche di *best fitting* dei risultati sperimentali sull’animale o, più raramente, su dati epidemiologici. Nel caso dei cancerogeni genotossici viene utilizzata la $BMDL_{10}$ ovvero il limite inferiore dell’intervallo di confidenza della BMD associata ad un incremento di tumori del 10%.

$$MoE = BMDL_{10} / \text{Esposizione}$$

Un MoE di almeno 10.000 rispetto alla $BMDL_{10}$ rappresenta una situazione di bassa preoccupazione (“*low concern*”) o di rischio tollerabile.

Per definire i valori di linea guida è necessario disporre di informazioni per quanto possibile esaurienti sul profilo tossicologico dell’agente considerato: la valutazione del rischio è spesso resa difficile dalla carenza di questo tipo di informazioni e quindi spesso è fondamentale analizzare le situazioni caso per caso, identificando i *data gap* e utilizzando metodologie alternative (es. di tipo computazionale) per la derivazione di valori di riferimento, applicando quello che tecnicamente viene definito *expert judgement*.

Quando le informazioni tossicologiche sono scarse, o è presente un numero molto elevato di sostanze nell’acqua destinata al consumo umano, è possibile utilizzare la metodologia nota come soglia di allarme tossicologico o TTC per:

- dare priorità ad alcune sostanze per la loro valutazione;
- trattare pragmaticamente quelle sostanze per le quali gli effetti sulla salute non siano noti.

L’approccio della TTC è già applicato in vari contesti scientifici e regolatori internazionali come la *European Food Safety Authority* (EFSA) (EFSA, 2019a), Organizzazione delle Nazioni Unite per l’alimentazione e l’agricoltura (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*, FAO), WHO, Health Canada ed è basato su evidenze scientifiche a scopo di screening e per dare priorità alla valutazione di sicurezza di sostanze chimiche. L’approccio della TTC è parte dei cosiddetti *non testing methods*, metodologie utilizzabili senza la necessità di test di tipo tossicologico insieme all’approccio del *read across* e del *grouping* e altri metodi *in silico* (es. modelli struttura attività). Il *read across* si applica quando siano disponibili informazioni su una sostanza chimica strutturalmente simile (*source chemical*, A) a quella da valutare (*test chemical*, B) per la quale si hanno pochi dati: se è possibile

supportare la similitudine strutturale di A e B con analisi *in silico* (es. SAR *Structure activity relationship*) o attraverso *bridging studies* (*in vitro* & *in vivo*), è possibile usare i dati relativi ad A per valutare B. Se possono essere usate come *source chemical* più sostanze come ‘gruppo’ l’extrapolazione è migliore. Le regole per applicare raggruppamenti e condurre il *read across* sono state descritte da varie agenzie – *Organization for Economic Co-operation and Development*, OECD (OECD, 2014) e *European Chemicals Agency*, ECHA (ECHA, 2008).

Tra i contaminanti emergenti negli ambienti acquatici un ruolo importante è rivestito da alcune tossine naturali prodotte da alghe tossiche e cianobatteri sia in acque marino-costiere sia dolci. I cianobatteri sono organismi procarioti autotrofi, diffusi nella maggior parte dei corpi d’acqua in quasi tutti gli habitat. La loro presenza è considerata un problema sanitario emergente perché possono crescere a densità anche molto elevate, formando fioriture e schiume e produrre tossine come metaboliti secondari, note come cianotossine. La crescente diffusione dei cianobatteri, dovuta principalmente all’eutrofizzazione e ai cambiamenti climatici globali, fa prevedere un aumento dell’esposizione alle cianotossine sia per gli animali sia per l’uomo. Il numero delle tossine conosciute finora è probabilmente una percentuale limitata delle tossine effettivamente prodotte e il loro profilo tossicologico spesso non è noto. Le informazioni più cospicue sono disponibili per la microcistina-LR, uno dei più di 200 congeneri conosciuti delle microcistine (MC), la cui struttura è mostrata in Figura 1.

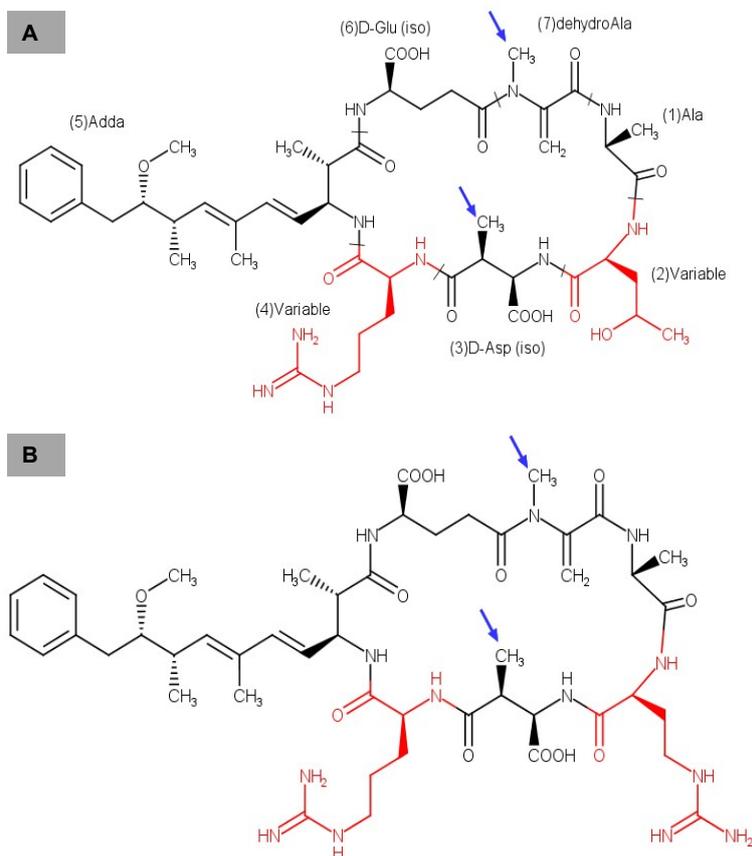


Figura 1. Struttura della MC-LR (A) e MC-RR (B): le due varianti differiscono per la presenza di un aminoacido in posizione 2. Aminoacidi diversi in queste due posizioni o altre modifiche (es. demetilazioni in corrispondenza delle frecce) sono responsabili delle molte varianti di MC

Anche per la MC-LR ci sono ancora molte incertezze nel data base e soprattutto, pur essendo chiaro che la tossicità è congenere-specifica, le informazioni sulle varianti sono molto scarse o assenti (Buratti *et al.*, 2017; Testai *et al.*, 2016). Tuttavia, è possibile utilizzare come approccio pragmatico al problema quello utilizzato dalla WHO nella definizione delle linee guida per l'acqua potabile (WHO, 2004), attualmente in revisione, facendo riferimento alla TDI di 0.04 µg/kg pc/giorno definita per la microcistina-LR, ottenuta dividendo il valore di NOAEL subcronico considerato rilevante, per un fattore di incertezza pari a 1000, che tenga conto delle variabilità inter- e intraspecifiche e della carenza di dati di tossicità cronica. Si può pertanto assumere che un'assunzione fino a 2,4 µg di MC-LR/persona/giorno per l'intero arco della vita di un adulto non comporti un rischio sanitario apprezzabile. Ovviamente questo valore deve essere confrontato con l'assunzione totale da tutte le possibili fonti. Il valore ottenuto per la MC-LR viene utilizzato anche per le altre varianti, espresse come MC-LR equivalenti, considerando che la MC-LR, relativamente alla tossicità acuta, ha il maggior potenziale di epatotossicità tra i vari congeneri. E anche questo aumenta il livello di incertezza della valutazione, perché il profilo tossicologico delle altre varianti dopo somministrazione ripetuta non è noto.

Le tossine prodotte dai cianobatteri sono presenti contemporaneamente nell'ambiente acquatico, insieme ad altri contaminanti: questo ripropone quindi il problema della valutazione degli effetti combinati di sostanze chimiche alle quali la popolazione sia simultaneamente esposta. La letteratura di questi ultimi anni fornisce diverse rassegne sul problema, ma al momento la più recente ed esaustiva è sicuramente il *Guidance Document* adottato dall'EFSA (EFSA, 2019b), che propone un approccio armonizzato per valutare gli effetti combinati di miscele e fornisce le metodologie appropriate.

Per affrontare il problema esistono due opzioni possibili:

1. approccio della miscela tal quale (nel quale la miscela è considerata come una sostanza chimica singola).
2. approccio dei singoli componenti.

Poiché è non praticabile testare ogni singola miscela separatamente, il primo approccio è utilizzabile solo per miscele complesse e stabili; non è questo il caso delle miscele ambientali, la cui composizione può variare nel tempo qualitativamente e quantitativamente ad esempio per degradazione fotochimica o batterica o idrolisi chimica. Per questo motivo gli effetti di una miscela sono molto più frequentemente stimati partendo dalla conoscenza della tossicità dei singoli componenti e soprattutto del loro meccanismo di azione.

Date due sostanze A e B componenti di una miscela ognuna con i propri effetti, come mostrato nella Figura 2, è possibile che gli effetti combinati si esprimano:

1. attraverso l'additività della dose, nel caso in cui abbiano lo stesso bersaglio e/o lo stesso meccanismo di azione. In questo caso si assume che le sostanze A e B si comportino come semplici diluizioni l'una dell'altra. Possibili interazioni sono considerate assenti o trascurabili;
2. in maniera totalmente indipendente, se hanno bersagli e meccanismi di azione differenti, mantenendo ciascuno il proprio effetto singolo;
3. attraverso un sinergismo, per cui l'effetto della miscela è maggiore di quello dovuto alla additività degli effetti dei singoli;
4. attraverso un'azione antagonista, per cui l'effetto della miscela è minore di quello dovuto alla additività degli effetti dei singoli.

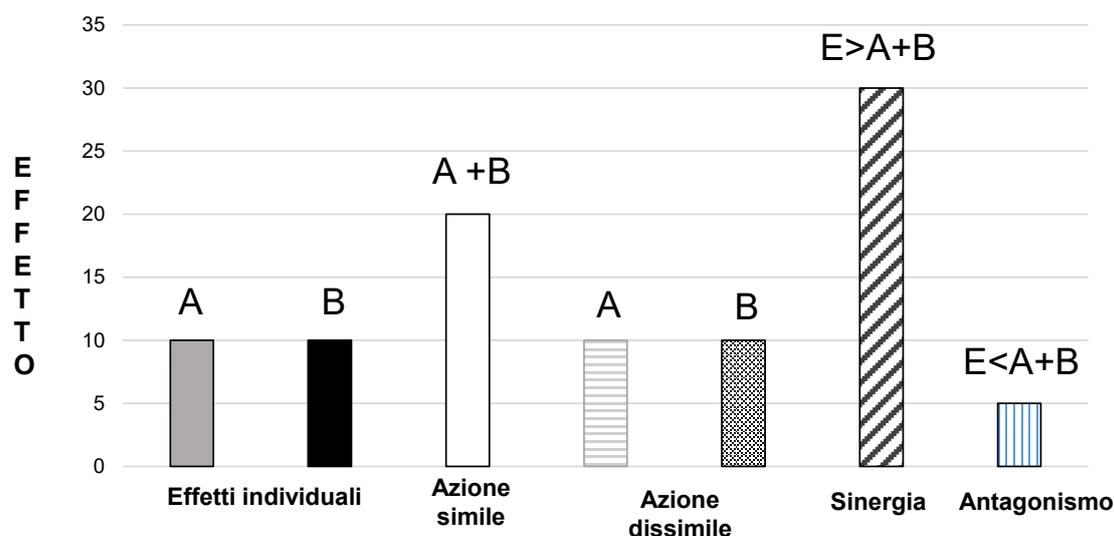


Figura 2. Rappresentazione schematica dei possibili effetti combinati di due sostanze in miscela

L'additività di dose è considerata come la scelta di *default* (conservativa), perché alle concentrazioni ambientali è molto improbabile che si verifichino fenomeni responsabili di azioni sinergiche o antagoniste. In questo ambito molto importante sta diventando l'attività di identificazione dei gruppi di sostanze (*grouping*), alla quale molte istituzioni (EFSA, OECD ed ECHA) stanno dedicando documenti specifici. Le metodologie utilizzabili quando si dispone di informazioni sul meccanismo di azione sono:

- TEF (*Toxic Equivalent Factor*), utilizzato per miscele complesse di composti diossinasi-mili. L'effetto critico è il legame al recettore arilico e la 2,3,7,8,-TCDD il composto di riferimento al quale è assegnato in TEF di default di 1. Il TEF degli altri congeneri è stabilito per confronto con la potenza della TCDD.
- RPF (*Relative Potency Factor*) simile al TEF e utilizzato per valutare gli effetti cumulativi della classe dei pesticidi organofosforici.

Nei due approcci, uno dei componenti, quello con il profilo tossicologico più studiato (per avere una curva dose-risposta disponibile) e generalmente più sfavorevole, viene utilizzato come composto di riferimento (o indice) e il valore di TEF o RPF degli altri componenti è stimato per confronto con quello della sostanza di riferimento: la tossicità della miscela si ottiene sommando i prodotti ottenuti moltiplicando i TEF o RPF relativi a ciascun componente per la concentrazione del componente in miscela.

Questo significa che data l'esposizione a n sostanze (S) di cui una viene individuata come sostanza di riferimento o indice (S_{ind}) si calcola l'RFP o TEF di ciascuna sostanza S_i (dove $i=1,2,\dots,n$):

$$RPF_1 = TS_1 / TS_{ind}$$

dove TS_1 è la tossicità della sostanza 1 (S_1) e TS_{ind} è la tossicità della sostanza indice (S_{ind}).

La dose (o concentrazione) della S_1 in miscela viene pertanto aggiustata (a) secondo la formula:

$$aD_1 = D_1 \times RPF$$

in modo da avere una dose o concentrazione aggiustata della miscela (D_{mix}), calcolata sommando tutte le concentrazioni 'aggiustate' ($aD_1, aD_2, \dots aD_n$) rispetto alla sostanza presa come indice (S_{ind}). Gli effetti sulla salute della miscela vengono valutati sulla base della curva dose-risposta della sostanza indice.

In carenza di dati sul meccanismo di azione, si utilizza l'HI (*Hazard Index*): si assume che anche in questo caso gli effetti dei singoli componenti si cumulino. Data la RfD (*Reference Dose*, o dose di riferimento per l'effetto critico (calcolata sulla base del NOAEL o della BMDL) di ciascun componente, il contributo di ogni componente si ottiene dal rapporto tra la sua concentrazione e la RfD. L'HI della miscela si ottiene dalla sommatoria dei singoli contributi:

$$HI = Conc_1/RfD_1 + Conc_2/RfD_2 + \dots + Conc_n/RfD_n$$

Quando $HI > 1$ è necessario raffinare la valutazione perché non può essere escluso che ci siano interazioni.

Per capire se sono plausibili interazioni tra più sostanze chimiche potrebbe essere utile seguire un approccio di verifica di alcune condizioni rispondendo alle seguenti domande:

- Una o più delle sostanze in miscela possono significativamente aumentare l'assorbimento di altri componenti?
- Una o più delle sostanze in miscela possono significativamente inibire l'eliminazione di altri componenti?
- Una o più delle sostanze in miscela esercitano la propria tossicità attraverso la formazione di metaboliti la cui formazione è influenzata da altri componenti della miscela?
- È possibile che più componenti vengano biotrasformati dagli stessi enzimi con potenziale competizione?
- Possono uno o più componenti agire modificando meccanismi di protezione cellulare o di riparazione cellulare (inclusa la riparazione del DNA)?

Rispondere sì ad una di queste domande deve indurre il valutatore a considerare la possibilità di una interazione.

Bibliografia

- Europa. Direttiva del 12 agosto 2013, n. 2013/39/UE, che modifica le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque. *Gazzetta ufficiale della Unione Europea* L 226, 24 agosto 2013.
- Buratti FM, Manganelli M, Vichi S, Stefanelli M, Scardala S, Testai E, Funari E. Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action, and human health toxicological risk evaluation. *Archives of Toxicology* 2017;91:1049-130.
- ECHA. *Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.6: QSARs and grouping of chemicals*. Helsinki: European Chemicals Agency; 2008. Disponibile all'indirizzo: https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r6_en.pdf/77f49f81-b76d-40ab-8513-4f3a533b6ac9; ultima consultazione 5/10/2020.
- EFSA Scientific Committee, More SJ, Bampidis V, Benford D, Bragard C, Halldorsson TI, Hernandez-Jerez AF, Hougaard BS, Koutsoumanis KP, Machera K, Naegeli H, Nielsen SS, Schlatter JR, Schrenk D, Silano V, Turck D, Younes M, Gundert-Remy U, Kass GEN, Kleiner J, Rossi AM, Serafimova R, Reilly L, Wallace HM. Guidance on the use of the Threshold of Toxicological Concern approach in

food safety assessment. *EFSA Journal* 2019;17(6):5708, 17 pp.
<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5708>.

EFSA Scientific Committee, More SJ, Bampidis V, Benford D, Bennekou SH, Bragard C, Halldorsson TI, Hernandez-Jerez AF, Koutsoumanis K, Naegeli H, Schlatter JR, Silano V, Nielsen SS, Schrenk D, Turck D, Younes M, Benfenati E, Castle L, Cedergreen N, Hardy A, Laskowski R, Leblanc JC, Kortenkamp A, Ragas A, Posthuma L, Svendsen C, Solecki R, Testai E, Dujardin B, Kass GEN, Manini P, Jeddi MZ, Dorne J-LCM and Hogstrand C, 2019. Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *EFSA Journal* 2019;17(3):5634, 77 pp.
<https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5634>.

Gogoi A, Mazumder P, Kumar Tyagi V, Tushara Chaminda GG, Kyoungjin An A, Kumar M. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review, *Groundwater for Sustainable Development* 6 (2018) 169–180 <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.009>.

OECD (Environment Directorate Joint Meeting of the Chemicals Committee and the Working Party on Chemicals, Pesticides and Biotechnology). *Guidance on grouping of chemicals, second edition*. Paris: Organization for Economic Co-operation and Development; 2014. (Series on Testing & Assessment No. 194). Disponibile all'indirizzo: [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono\(2014\)4&doclanguage=en](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=env/jm/mono(2014)4&doclanguage=en); ultima consultazione 5/10/2020.

Testai E, Buratti FM, Funari E, Manganelli M, Vichi S, Arnich N, Biré R, Fessard V, Sialehaamo A. Review and analysis of occurrence, exposure and toxicity of cyanobacteria toxins in food. EFSA supporting publication 2016:EN-998. 309 pp. (2016).

WHO. Guidelines for Drinking-water Quality. 3rd edition. Vol. 1 Geneva: World Health Organization; 2004.

STRATEGIE ANALITICHE PER L'IDENTIFICAZIONE DI MICROINQUINANTI ORGANICI NON OGGETTO DI ORDINARIO CONTROLLO

Sara Bogialli

Dipartimento di Scienze Chimiche, Università degli Studi di Padova

La necessità di avere informazioni sulla presenza nelle acque di microinquinanti organici diversi da quelli oggetto di ordinario (parametrici) o straordinario controllo (es. *Watch List*), e che possano avere un interesse sanitario, è sentita e strutturata nella comunità scientifica e negli Enti internazionali preposti alla tutela della salute dell'uomo e dell'ambiente. Questa esigenza è stata però certamente declinata a livello strategico con l'implementazione dei *Water Safety Plans*. I progressi tecnologici degli ultimi quindici anni nell'ambito della chimica analitica strumentale hanno permesso di proporre protocolli di analisi versatili e più affidabili nelle strategie di analisi di composti non oggetto di ordinario controllo, o analisi di composti incogniti (*unknown*). L'accesso e la diffusione delle strumentazioni e delle relative conoscenze sono stati poi supportati dagli investimenti che molte aziende, anche nel settore idrico, hanno effettuato per dare seguito a strategie di controllo preventivo che aumentano sia il grado di protezione della salute pubblica, sia il valore aggiunto che il prodotto acqua acquista in termini di controllo della filiera produttiva.

Armonizzazione dei protocolli per analisi di composti incogniti: l'esperienza del network NORMAN

Dal punto di vista tecnico, la ricerca in chimica analitica ha proposto per molti anni metodi basati sulla spettrometria di massa ad alta risoluzione (*High Resolution Mass Spectrometry*, HRMS) in grado di determinare con grande accuratezza segnali ionici incogniti per i quali in seguito proporre una identificazione su base strutturale. Questa rivoluzione ha riguardato soprattutto la configurazione strumentale che prevede l'accoppiamento con la cromatografia liquida (*Liquid Chromatography-High Resolution Mass Spectrometry*, LC-HRMS), dal momento che la tecnica GC-MS è da tempo consolidata per confrontare in maniera robusta i dati sperimentali con enormi database di molecole. Solo più recentemente, e anche nell'ambito della rete NORMAN (*Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances*) (<https://www.norman-network.net/>) si è cercato di armonizzare i protocolli analitici esistenti per le analisi di composti incogniti con lo scopo di razionalizzare le strategie per il monitoraggio di sostanze emergenti nell'ambiente. Con l'occasione, è stata anche proposta una armonizzazione del linguaggio, definendo le caratteristiche delle analisi con approccio *target*, *suspect screening* e *non-target*. L'approccio, schematizzato in Figura 1, prevede un livello di affidabilità (confidenza) crescente per le ipotesi di identificazione delle sostanze, in relazione alle informazioni ottenute, siano esse puramente strumentali, da letteratura o per comparazione con standard certificati (Schymanski *et al.*, 2015).

Il raggiungimento del livello massimo di confidenza coincide con le analisi *target*, il livello minimo con le analisi *non-target*, e livelli intermedi con analisi denominate di *suspect screening*. Quest'ultimo gruppo è forse quello più interessante dal punto di vista dell'efficacia del monitoraggio di possibili microinquinanti non oggetto di ordinario controllo.

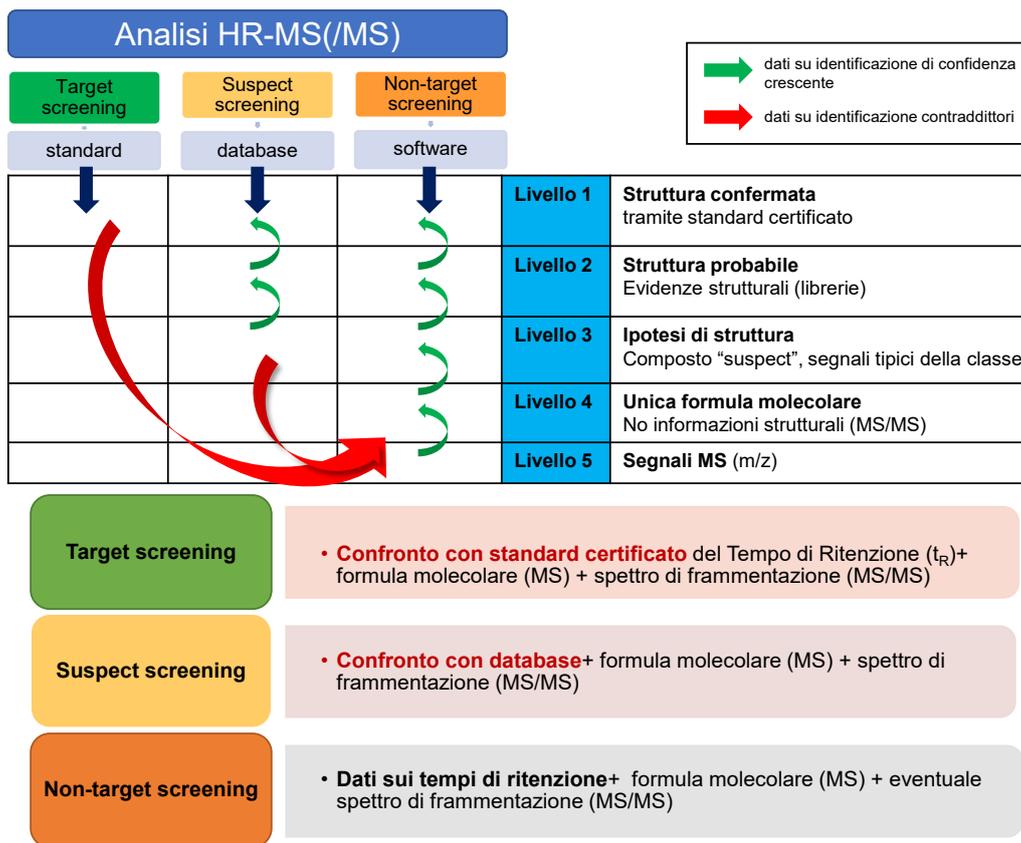


Figura 1. Definizioni e livelli di confidenza caratteristici delle strategie analitiche basate su spettrometria di massa ad alta risoluzione

La strategia analitica si basa essenzialmente sull'avere delle ipotesi a proposito della presenza di un certo numero di contaminanti, dei quali è possibile recuperare informazioni sulla struttura chimica e sui segnali mass spettrometrici associati alle misure della molecola intatta o frammentata (modalità *tandem mass spectrometry*). Questo permette di confrontare i segnali acquisiti con le informazioni presenti in una libreria, popolata da informazioni derivanti da dati sperimentali, che servono per assegnare una identificazione affidabile. D'altra parte il processo di identificazione prevede che i livelli di confidenza si possano perdere o acquisire: questo vuol dire che una convenzionale analisi *target*, in assenza della perfetta rispondenza ai requisiti tecnici previsti, può essere declassata (caso di falso positivo); allo stesso modo un risultato strumentale di tipo *non-target* che guadagni informazioni utili, può infine raggiungere il massimo livello di confidenza se in seguito alle ipotesi fatte ci si procura uno standard certificato con cui confrontare i dati ottenuti.

Utilizzo dei protocolli analitici per analisi di composti incogniti nell'ambito dei *Water Safety Plans*

È interessante interpretare, alla luce delle possibilità analitiche appena descritte, quanto stabilito dal DM del 14 giugno 2017 (recepimento della Direttiva 2015/1787) nella parte relativa alla valutazione del rischio (C, art. 4 c) che recita che la valutazione del rischio deve comprendere

“[...] dati di monitoraggio per elementi chimici e sostanze non oggetto di ordinario controllo sulla base di elementi di rischio sito-specifici”. In effetti la valutazione del rischio sito-specifica può essere facilmente tradotta in una lista di composti da utilizzare per il monitoraggio anche tramite il protocollo del *suspect screening*.

Questo è un esempio di strategia che può essere descritta come “top-down” analogamente alle definizioni utilizzate in altre discipline, come la proteomica. Molte informazioni già in possesso degli impianti, i dati storici, la banca dati della filiera idro-potabile, alcuni elenchi di controllo trasmessi dall’Unione Europea, dalle Agenzie per la protezione ambientale o sanitaria, da istituti nazionali o comunitari possono concorrere, in seguito ad un adeguato processo di revisione critica e prioritizzazione, a compilare una efficace lista per il *suspect screening*.

L’approccio opposto, denominato “bottom-up” in sostanza declina il protocollo di analisi *non-target*. Questo è il vero tentativo di ricerca di composti incogniti, molto più difficile, per cui non ci sono ipotesi a priori; i risultati sperimentali costituiscono la base dati che deve essere filtrata attraverso step consecutivi in modo da ridurre l’enorme mole di dati (un tipico ordine di grandezza è di circa 2000-10000 composti evidenziati in estratti di campioni di acqua) prima di arrivare a proposte di identificazione affidabili. Questo passaggio di analisi dei dati è in genere supportato da potenti software commerciali in grado di evidenziare i segnali più significativi, e contemporaneamente fare analisi statistiche e di classificazione. È sicuramente indispensabile comunque supervisionare i dati in maniera critica per aggiungere il valore che solo specifiche competenze possono assicurare. In Figura 2 è riportata una rappresentazione dei due differenti approcci.

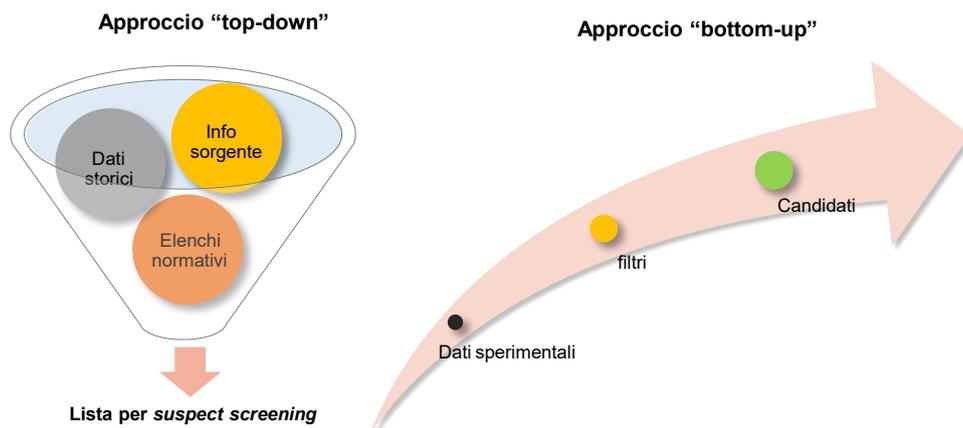


Figura 2. Diversi approcci strategici per il monitoraggio di composti non oggetto di ordinario controllo nelle acque

Degno di nota è il fatto che il protocollo *non-target* può fornire informazioni utili ad integrare la lista del *suspect screening* con un processo iterativo. È possibile inoltre, attraverso strumenti statistici, desumere informazioni importanti sulla caratterizzazione del sito o sulla correlazione tra composti presenti in campioni diversi, come per esempio prima o dopo un trattamento specifico di potabilizzazione.

Esempi di applicazioni di protocolli analitici per il monitoraggio di microinquinanti organici incogniti nelle acque

Sono qui riportati due esempi di applicazione di questi protocolli di analisi al monitoraggio non ordinario di differenti tipologie di acque. Il primo si riferisce ad un monitoraggio specifico di una classe di contaminanti (cianotossine) in acque superficiali destinate a consumo umano, il secondo al monitoraggio non ordinario di acque reflue.

Analisi di cianotossine

È stata costruita una libreria di circa 400 composti appartenenti a varie classi di cianotossine (es. microcistine, anabaenopetine, nodularine e altri oligopetidi) comprendente la formula bruta e di struttura in file leggibili dai software commerciali. Campioni di acqua trattati secondo protocolli convenzionalmente utilizzati per le analisi di composti *target*, sono stati processati secondo due approcci, entrambi basati sul *suspect screening* (Figura 3) (Boglialli *et al.*, 2017): il primo approccio prevede un protocollo analitico in due step (due corse analitiche), tra i quali viene effettuata un'analisi dei dati post-acquisizione strumentale. Nel primo step vengono registrati i segnali relativi alla molecola intera. La libreria viene usata per evidenziare i potenziali risultati positivi, i dati vengono filtrati e i composti sospetti vengono sottoposti a conferma strutturale (step due) tramite spettrometria di massa tandem (MS/MS). La seconda possibilità prevede la costruzione di un protocollo di analisi automatico che utilizza la libreria direttamente per cercare i segnali selezionati, e in caso positivo, si procede direttamente a conferma strutturale tramite MS/MS, il tutto in una analisi unica.

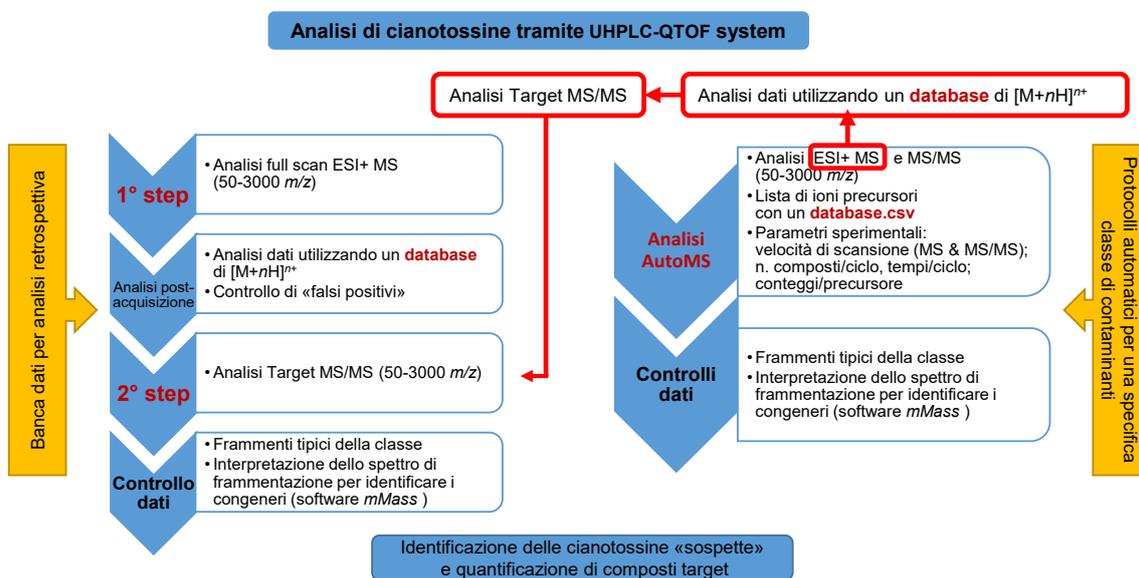


Figura 3. Esempio di due diverse metodologie di *suspect screening* per le analisi di cianotossine nelle acque

Per questioni legate alle performance strumentali, il primo protocollo è più indicato quando si voglia utilizzare il file acquisito come banca dati generale per analisi retrospettive, al quale eventualmente applicare diverse librerie nell'analisi dati. Il secondo protocollo rende più agevole un'analisi specificatamente rivolta a identificare quella particolare classe di contaminanti, avendo subito una conferma della loro plausibile presenza.

Analisi di microinquinanti organici nelle acque reflue

In questo caso sono stati applicati entrambi gli approcci: dalle informazioni specifiche sulle industrie conferenti all'impianto di depurazione, dalle liste di composti con potenziale impatto ecotossicologico avverso, come le SVHC (*Substance of Very High Concern*) oggetto di restrizioni europee, o lista di controllo (*Watch List*) contenuta nella Decisione 2015/495/EC, e da altri dati in ingresso, è stata costruita una lista per *suspect screening* di circa 380 composti, appartenenti a diverse classi, ad es. pesticidi, farmaci, *personal care products*, composti descritti come interferenti endocrini. La lista è stata utilizzata come libreria per l'analisi automatica in LC-HRMS, in maniera simile a quanto descritto nel protocollo automatico schematizzato in Figura 3. Contemporaneamente delle acquisizioni strumentali alternative sono state processate con approccio *non-target* tramite software commerciale, facendo emergere molti altri composti non inclusi nella lista di screening. I risultati ottenuti sono stati utili per descrivere i possibili scenari di contaminazione che possono essere catalogati in tre diverse categorie, associabili principalmente a:

- 1) una produzione industriale specifica;
- 2) uso civile intensivo o professionale;
- 3) uso civile diffuso.

Conclusioni

I recenti progressi tecnologici in termini di chimica analitica strumentale, in particolare relativa alle tecniche di spettrometria di massa ad alta risoluzione, hanno permesso di ridefinire le strategie di monitoraggio di composti chimici organici.

È possibile affiancare alle tradizionali analisi per il monitoraggio dei parametri target, oggetto di ordinario controllo, alcuni protocolli analitici che operino come screening di secondo livello su base strutturale, allo scopo di far emergere la presenza di microinquinanti di interesse sanitario nelle acque. I metodi sono versatili e possono essere adattati alle esigenze e conoscenze dei Gestori idropotabili. Certamente è necessaria una profonda conoscenza della materia ed estrema cautela nella supervisione dei dati per evitare di avere un sovraccarico di informazioni inaccurate e fuorvianti. Infine, bisogna ricordare che in assenza di standard certificati i risultati positivi non corrispondono a dati quantitativi, ed è dunque indispensabile saperne interpretare la significatività, sulla base del rischio relativo ad un loro possibile potenziale tossicologico. Nonostante le difficoltà associate, queste metodologie sono un potente mezzo in grado di affiancare egregiamente l'approccio preventivo del *Water Safety Plans*.

Bibliografia

Bogialli S, Bortolini C, Di Gangi IM, Nigro Di Gregorio F, Lucentini L, Favaro G, Pastore P. Liquid chromatography-high resolution mass spectrometric methods for the surveillance monitoring of cyanotoxins in freshwaters. *Talanta* 2017;170:322-30.

Europa. Direttiva del 6 ottobre 2015, n. 2015/1787/CE recante modifica degli allegati II e III della direttiva 98/83/CE del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano. *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea* L 260, 7 ottobre 2015.

Schymanski EL, Singer HP, Slobodnik J *et al.* Non-target screening with high-resolution mass spectrometry: critical review using a collaborative trial on water analysis. *Anal Bioanal Chem* 2015;407:6237-55.

SERVIZI ECOSISTEMICI E BENESSERE UMANO: GLI EFFETTI DEI REATI AMBIENTALI IN MARE

Fernando Rubino, Giovanni Fanelli

Istituto di Ricerca sulle Acque, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Taranto

Introduzione

I servizi forniti da un ecosistema sono le sue caratteristiche ecologiche, le funzioni o i processi che, direttamente o indirettamente, hanno un effetto positivo sul nostro benessere (1). Spesso, erroneamente, funzioni e processi sono usati in sinonimia con servizi, mentre è corretto dire che i primi sono gli elementi che contribuiscono a creare i secondi. In altre parole, funzioni e processi sono caratteristiche intrinseche di un ecosistema ed esistono indipendentemente dai benefici che ne possiamo ricavare, mentre i servizi rappresentano questi benefici, di cui possiamo godere consciamente o inconsciamente (2). Le connessioni tra questi elementi e il benessere umano sono complesse. Questa complessità è già insita nel concetto di ecosistema stesso, una combinazione multifattoriale di organismi, microrganismi e habitat, strettamente interdipendenti.

Ci sono 4 tipologie fondamentali di servizi ecosistemici (ecoservizi): di approvvigionamento, di regolazione, culturali e di supporto alla vita.

Spesso non ce ne rendiamo conto, ma tutte comprendono funzioni e processi che hanno un forte impatto sulla nostra salute, benessere e qualità di vita. Alla base di questi importanti servizi c'è la biodiversità. La ricchezza in specie, la varietà e la diversità di forme di vita sono la pietra di volta per il funzionamento di un ecosistema e ne garantiscono la stabilità, l'equilibrio, la resistenza e la resilienza, tutti concetti che riportano a un ecosistema in buona salute (3).

Gli ecosistemi in quanto fornitori di servizi, richiamano il concetto di Capitale Naturale, intendendo uno stock che produce un flusso di servizi nel tempo (4). Il termine "capitale" è usato per sottolineare la connessione tra economia ed ecologia. Non è un caso che questi termini abbiano la stessa radice etimologica (dal greco οἶκος: casa). Ma allora, siamo in grado di dare un valore economico ad un servizio ecosistemico? È abbastanza facile farlo per un giacimento di minerali o di petrolio, ma lo è altrettanto per un fiume, una foresta o una popolazione ittica? E, ancora più difficile, come possiamo stimare il valore economico di ecoservizi quali la qualità dell'aria, la fotosintesi o la nostra salute fisica e mentale? Gli studi scientifici prodotti in tal senso sono partiti già da diversi anni, a cominciare da quello pionieristico del 1992 di Costanza e Daly (4), ma siamo ancora agli inizi per poter arrivare a standardizzare metodi e procedure nel campo della cosiddetta contabilità ambientale.

Quello che è certo è che la prosperità e il benessere del genere umano dipendono da uno sfruttamento sostenibile ed eco-compatibile del Capitale Naturale. Dagli anni '80, invece, viviamo in uno stato di sovrasfruttamento ecologico (5), consumiamo il Capitale Naturale più velocemente della sua capacità di rigenerarsi. Nel 1999 questo sovrasfruttamento era già pari al 20%. In base a questo trend, dal 1970 viene calcolato quale è il giorno dell'anno in cui cominciamo a intaccare il Capitale Naturale in conseguenza del sovrasfruttamento delle risorse del nostro pianeta. Nel 2019 questo giorno, il cosiddetto *Earth Overshoot Day* ossia il giorno del sovrasfruttamento delle risorse terrestri, cade il 1° agosto. In Italia siamo però al di sopra della media planetaria, abbiamo "festeggiato" il nostro *Overshoot Day* il 1° maggio! Per non andare "in rosso" nella gestione del Capitale Naturale, ci servirebbe già ora un 75% in più delle risorse della Terra. Come è facilmente comprensibile, questo stato di fatto non può perdurare.

Servizi ecosistemici nell'ambiente marino

Gli ecosistemi marini costieri sono una delle principali fonti di ecoservizi, dal cibo alla biodiversità, all'azione sul clima o la rimozione di inquinanti, ma anche a valori legati alla tradizione, al folklore, alla religione e all'arte, così come al nostro benessere con le attività turistiche e sportive oppure educative e di ricerca e conoscenza.

Al contempo, la fascia marino-costiera è uno degli ambienti più sottoposti a minacce connesse alle attività umane (Tabella 1). Spesso si tratta di attività non strettamente vitali, ma legate alla logica dello "sfruttare il momento" e che sono evidentemente illegali, in quanto recano danno all'ambiente fisico e agli stock produttivi, di conseguenza creano dei dis-servizi ecosistemici con impatti questa volta negativi sulla nostra salute, benessere ed economia. Le norme promulgate a difesa dell'ambiente fino a pochi anni fa si riferivano al Testo Unico sull'Ambiente (DL.vo 152/2006) che, prevedendo essenzialmente sanzioni di tipo amministrativo, si è dimostrato inefficace nel reprimere e nel prevenire i crimini ambientali.

Tabella 1. Le minacce agli ecosistemi marini costieri connesse alle attività umane

| Minacce agli ecosistemi marini costieri | Attività umana connessa |
|--|--|
| Frammentazione e perdita di habitat | Pesca con esplosivi, costruzione abusiva o irregolare di infrastrutture |
| Sovrasfruttamento delle risorse | Eccessivo sforzo di pesca |
| Specie aliene | Introduzione illegale o incontrollata di organismi da altre aree geografiche |
| Inquinamento | Industria, cantieristica, plastiche |
| Perdita di biodiversità | Eccessivo sfruttamento delle risorse |
| Pesca illegale | Utilizzo di attrezzi di pesca illegali |
| Raccolta indiscriminata | Raccolta di organismi al di fuori dei periodi consentiti o in quantità ingenti |

Nel 2015, con la Legge n. 68 "Disposizioni in materia di delitti contro l'ambiente", è stato introdotto nel Codice Penale il Titolo VI bis – Delitti contro l'ambiente; in particolare, con l'articolo 452 quater, si configura il reato di Disastro Ambientale che prevede la pena di reclusione da 5 a 15 anni se, in conseguenza dell'attività illegale, viene ravvisata:

- un'alterazione irreversibile dell'equilibrio di un ecosistema;
- un'alterazione dell'ecosistema la cui eliminazione risulti particolarmente onerosa e conseguibile solo con provvedimenti eccezionali;
- un'offesa alla pubblica incolumità per via della diffusività del danno ambientale e della messa in pericolo di un numero indeterminato di persone.

Reati ambientali in mare

Il prezzo da pagare dell'essere un prodotto di valore. Questo può essere il motto che determina il perpetrare reati contro l'ambiente, specialmente in mare. I servizi che il mare ci offre sotto forma di cibo spesso fanno riferimento a organismi con un elevato valore commerciale. Pensiamo

al dattero di mare, al novellame del pesce azzurro, in particolare sardine e acciughe, conosciuto con il nome di “bianchetto”, per arrivare alle oloturie, recentemente scoperte quale alimento pregiato nei mercati del Pacifico occidentale. L’Istituto di ricerca sulle acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche (CNR-IRSA) di Taranto collabora con le Forze dell’Ordine per proteggere questi organismi dalla loro raccolta indiscriminata che danneggia sia l’ambiente fisico, sia gli stock produttivi e, come abbiamo visto precedentemente, anche il nostro benessere e la nostra salute, con ricadute sociali ed economiche importanti.

“Pesca” con esplosivi

Tra tutti i casi che abbiamo trattato nella nostra collaborazione con le Forze dell’Ordine, vogliamo presentare qui il caso studio relativo alla pesca con esplosivi, un’attività molto diffusa su scala globale e anche nei mari pugliesi. Il materiale esplodente è quasi sempre il tritolo che viene ricavato da ordigni inesplosi della II Guerra Mondiale raccolti con le reti a strascico e non consegnati alle Autorità competenti (Figura 1a).

Come si può immaginare questa pesca di frodo è una pratica molto distruttiva. Produce effetti negativi che incidono pesantemente sulla produttività e in generale sul funzionamento degli ecosistemi marini costieri, specialmente in acque poco profonde e, come dicevamo prima, è legata alla logica dello sfruttare il momento. Infatti, solo il 3% degli organismi coinvolti nell’esplosione possono essere raccolti e venduti e il loro valore commerciale, a causa della minore qualità delle carni che si deteriorano più facilmente, è più basso di quello del pesce pescato con le reti o gli ami (Figura 1b). Di conseguenza gli utili economici sono modesti, valutati in circa 10-15.000 €/anno a persona.

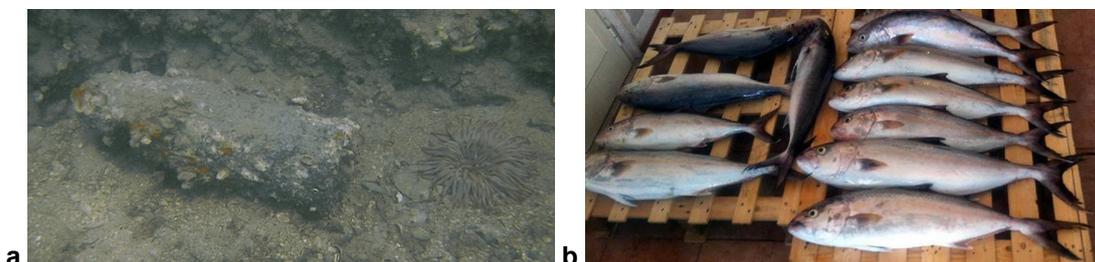


Figura 1. a) Ordigno rinvenuto nell'estate del 2016 dai ricercatori CNR-IRSA di Taranto durante un'attività sperimentale nel Mar Grande. b) Il risultato della pesca di frodo con esplosivi

A fronte di effetti economici a breve termine e di modesta portata, si creano danni agli ecosistemi che possono perdurare per anni o persino essere irreversibili. Grazie a studi condotti su habitat corallini, i danni per la comunità sociale sono valutabili in 100-800.000 \$/anno e derivano dalla riduzione della capacità di pesca su scala locale, dalla perdita di attrattività turistica, da spese legate al ripristino ambientale. A queste si devono poi sommare perdite non facilmente quantificabili come quelle connesse alla sicurezza alimentare e alla perdita di biodiversità (6). Infatti, se in generale gli esplosivi hanno una moderata tossicità sugli invertebrati e sui pesci, è necessario considerare il fenomeno della biomagnificazione che si verifica lungo la rete trofica (7) che comporta un aumento delle concentrazioni di tali sostanze in organismi destinati al consumo umano.

Da un punto di vista più strettamente ecologico, la pesca con gli esplosivi provoca impatti sull'ambiente a diversi livelli. Prima di tutto causa una semplificazione degli habitat. Se pensiamo ad un fondale roccioso, con tane per i pesci stanziali, come le cernie o i gronchi, e con una elevata biodiversità che a sua volta attrae organismi di tutti i livelli trofici, le esplosioni azzerano la tridimensionalità di questo ambiente, provocando nel tempo un fenomeno di desertificazione. A causa di ciò, gli effetti sono avvertibili a livello di individuo, di comunità e infine dell'intero ecosistema, con una perdita di biodiversità che perdura anche per 15-25 anni prima che si avverta un certo grado di recupero. Gli studi compiuti a questo riguardo si basano su modelli matematici previsionali e si riferiscono soprattutto alla fauna ittica e ci dicono che maggiore è la complessità dell'habitat, più tempo occorre per il recupero: fino a 5-10 anni per eventi isolati e decenni o secoli per eventi perduranti nel tempo (8).

La Legge 68/2015 ha certamente il merito di aver declinato il reato di "inquinamento ambientale" e di "disastro ambientale" in termini di delitto di evento.

Alla luce di questa nuova norma, gli inquirenti, con il nostro supporto scientifico, sono riusciti a stabilire la causalità tra la condotta (nella fattispecie la pesca di frodo con esplosivo) e l'evento di inquinamento (es. distruzione di una porzione di ecosistema), in quanto il nesso causale fra la condotta e l'evento, rappresenta la condizione imprescindibile per attribuire il fatto illecito e, successivamente, il danno, completando il quadro probatorio da utilizzare con successo in fase processuale.

Le difficoltà maggiori sono rappresentate dalla stessa complessità dei fenomeni biologici che aumenta esponenzialmente all'aumentare del livello di organizzazione della componente ambientale. In ogni caso, il risultato raggiunto è stato notevole.

L'Operazione Poseydon condotta in collaborazione tra la Capitaneria di Porto di Taranto, il Reparto Aeronavale di Bari e la Sezione Navale di Taranto della Guardia di Finanza e il CNR-IRSA di Taranto ha portato alla condanna di 14 persone con un totale di 90 anni di reclusione.

Conclusioni

I reati ambientali perpetrati in mare hanno un effetto diretto sui servizi che l'ecosistema marino fornisce. Questi effetti possono raggiungere dimensioni enormi ed essere irreversibili, con conseguenze sulla nostra salute ma ancora di più sul nostro benessere sociale ed economico.

In molti casi i reati ambientali seguono la logica dello "sfruttare il momento" e quindi se ne ricavano utili modesti e limitati nel tempo a fronte di gravi ricadute sulla comunità sociale.

L'introduzione di norme e pene severe può rappresentare un deterrente, ma nella nostra opinione è più importante informare, sensibilizzare ed educare, specialmente le giovani generazioni.

Il messaggio allora può essere: *Piccole rinunce per grandi benefici!*

Bibliografia

1. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC: Island Press, 2005.
2. Costanza R, de Groot R, Braat L, Kubiszewski I, Fioramonti L, Sutton P, Farber S, Grasso M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services* 2017;28:1-6.

3. de Mazancourt C, Isbell F, Larocque A, Berendse F, De Luca E, Grace JB, Haegeman B, Wayne Polley H, Roscher C, Schmid B, Tilman D, van Ruijven J, Weigelt A, Wilsey BJ, Loreau M. Predicting ecosystem stability from community composition and biodiversity. *Ecology Letters* 2012;16:617-25.
4. Costanza R, Daly HE. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology* 1992;6:37-46.
5. Wackernagel M, Schulz NB, Deumling D, Linares AC, Jenkins M, Kapos V, Monfreda C, Loh J, Myers N, Norgaard R, Randers J. Tracking the ecological overshoot of the human economy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 2002;99:9266-71.
6. McAllister DE. Environmental, economic and social costs of coral reef destruction in the Philippines. *Galaxea* 1998;7:161-78.
7. Pennington JC, Brannon JM. Environmental fate of explosives. *Thermochimica Acta* 2002;384:163-72.
8. Fox HE, Pet JS, Dahuri R, Caldwell RL. Recovery in rubble fields: long-term impacts of blast fishing. *Marine Pollution Bulletin* 2003;46:1024-31.

ECOLOGIA E TOSSICITÀ DELLE SPECIE ALGALI DANNOSE E LORO IMPATTO SULLA MARICOLTURA

Carmela Caroppo

Istituto di Ricerca sulle Acque “A. Cerruti”, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Taranto

Ecologia delle fioriture algali dannose: generalità

Le attività umane, in particolare i fenomeni di eutrofizzazione, possono determinare una alterazione della composizione e dinamica delle comunità fitoplanctoniche e provocare lo sviluppo di fioriture dominate da una singola specie o da un gruppo di specie. Quando queste fioriture sono responsabili di effetti indesiderabili per l'uomo e l'ambiente, sono definite “fioriture algali dannose” (*Harmful Algal Blooms*, HAB) (Glibert *et al.*, 2010). Le specie fitoplanctoniche dannose sono quelle potenziali produttrici sia di tossine, che possono influire negativamente sulla salute umana, sia di molecole efficaci contro l'attacco dei predatori (zooplancton) (Ianora *et al.*, 2010). Tuttavia, gli effetti negativi delle HAB non sono solo legati alla produzione di biomolecole nocive, ma anche alla formazione di cospicua biomassa algale che provoca la perdita della buona qualità ambientale (fenomeni di ipossia e anossia, alterazione della catena alimentare e morte di specie selvatiche e allevate) (Cloern, 2001). Quando elevate concentrazioni di fitoplancton causano scolorimento del mare (di qualsiasi colore), viene usato il termine “maree rosse” (Davidson *et al.*, 2012).

Delle circa 5000 specie marine conosciute, circa 140 sono considerate dannose (Moestrup *et al.*, 2009). Negli ultimi anni, la frequenza e intensità delle HAB sono aumentate in tutto il mondo (Wells *et al.*, 2015) e le possibili cause di tale espansione potrebbero essere:

- Incremento dei nutrienti.
- Aumento delle attività di acquacoltura.
- Trasporto e dispersione delle specie nocive mediante le acque di stiva delle navi.
- Miglioramento delle metodologie scientifiche e delle attività di monitoraggio nella detenzione delle HAB.
- Cambiamenti climatici.

Considerando che in futuro l'incidenza di questi fenomeni tenderà a espandersi ulteriormente, una conoscenza più approfondita dei processi responsabili delle HAB è diventata urgente (Hallegraeff, 2010; Caroppo *et al.*, 2016).

Principali gruppi di tossine marine

La principale via di esposizione delle tossine algali è rappresentata dal sistema gastro-intestinale, attraverso il consumo di prodotti ittici crudi, cotti o lavorati. Le tossine prodotte dalle alghe tossiche sono accumulate dai molluschi filtratori e da altri predatori e raggiungono l'uomo e gli animali dei livelli trofici più elevati attraverso la rete alimentare.

Le tossine, caratterizzate da struttura chimica molto varia e complessa, generalmente non variano né si riducono significativamente in seguito alla cottura degli alimenti e non alterano il gusto degli stessi. Inoltre, la possibilità di rilevamento delle tossine è pressoché impossibile per gli operatori e i consumatori, poiché esse non condizionano la vitalità e integrità dei prodotti ittici.

Per questi motivi è importante stabilire adeguati programmi di sorveglianza e di controllo della qualità dei prodotti eduli marini.

Viene di seguito descritta la sintomatologia provocata dalle principali tossine assunte dall'uomo attraverso la via gastrointestinale (Tabella 1).

Tabella 1. Impatto sulla salute umana delle principali tossine algali

| Sindrome umana molecola responsabile | Sintomatologia lieve | Sintomatologia grave |
|---|--|--|
| <i>Amnesic Shellfish Poisoning</i> Tossine ASP: Acido domoico (DA) e alcuni isomeri | Nausea, vomito, diarrea, crampi addominali (dopo 3-5 ore) | Diminuzione della reazione a dolore profondo, vertigini, allucinazioni, confusione, perdita di memoria breve; Sintomi neurologici più gravi |
| <i>Diarrhetic Shellfish Poisoning</i> Tossine DSP: Acido okadaico e dinofisitossine | Diarrea, vomito, dolori addominali (dopo circa 30 minuti, ma anche fino a 12 ore) | L'esposizione cronica può favorire l'insorgenza di tumori a livello dell'apparato digerente |
| <i>Paralytic Shellfish Poisoning</i> Tossine PSP: Saxitossina (STX); Neosaxitossina (neo STX); Goniautossine (GTXs) | Formicolio o torpore a labbra, lingua, faccia e naso, dolore alla punta delle dita delle mani e dei piedi, mal di cuore, vertigine, nausea, vomito e diarrea | Profonda astenia muscolare, impossibilità a mantenere la stazione eretta, andatura atassica, perdita dell'equilibrio, paralisi muscolare, difficoltà respiratoria e spesso morte per arresto respiratorio entro 2-24 ore dall'ingestione |

ASP: Amnesic Shellfish Poisoning; **DSP:** Diarrhetic Shellfish Poisoning; **PSP:** Paralytic Shellfish Poisoning.

Le tossine ASP sono prodotte da diatomee appartenenti al genere *Pseudo-nitzschia* e *Nitzschia*, e da *Halamphora coffaeiformis*. La prevenzione della sindrome ASP è complicata dall'ampia distribuzione di *Pseudo-nitzschia* nei mari di tutto il mondo e dalla difficoltà di riconoscimento al microscopio ottico delle specie tossiche.

La sindrome diarroica (DSP) è provocata da diverse dinoflagellate (es. *Dinophysis* spp., *Phalacroma* spp., *Prorocentrum* spp.). I molluschi hanno un'elevata capacità di concentrazione di *Dinophysis* spp., pertanto la tossicità di tali specie si può manifestare anche con concentrazioni in mare ridotte (200 cellule/L).

Le dinoflagellate produttrici di PSP sono *Pyrodinium bahamense*, *Gymnodinium catenatum* e varie specie appartenenti al genere *Alexandrium* (*A. catenella*, *A. acatenella*, *A. tamarense*, *A. minutum*). La prevenzione della sindrome paralitica è ostacolata da vari fattori: i) tossicità anche a basse concentrazioni delle microalghe tossiche; ii) coesistenza di ceppi tossici con ceppi non tossici morfologicamente uguali; iii) la causa dell'intossicazione dei bivalvi non è limitata alle forme mobili delle dinoflagellate, ma anche alle cisti bentoniche.

Un altro gruppo di tossine algali è rappresentato dalle palitossina-simili, che possono impattare la salute umana non solo attraverso la via gastrointestinale, ma anche attraverso il sistema respiratorio (aerosol marino, spray in attività di ricreazione) e cutaneo (attività di ricreazione, balneazione). Nell'ambito di queste tossine segnaliamo le ovatossine e la palitossina isobarica, prodotte dalla dinoflagellata *Ostreopsis ovata*.

La sintomatologia associata alla esposizione inalatoria determina affezioni respiratorie quali dispnea, tosse, rinorrea, congiuntiviti e febbre. Il contatto diretto con la specie tossica durante la balneazione è responsabile di dermatiti, congiuntiviti e febbre. Infine, l'ingestione di prodotti ittici

contaminati o di acqua durante la balneazione potrebbe provocare danni alla salute con modalità al momento ignote.

Maricoltura e gestione delle HAB

Le HAB provocano notevoli danni economici determinati dai costi della Sanità Pubblica, dalla chiusura commerciale della pesca e dell'acquacoltura, dalla perdita di specie ittiche eduli, dai costi assicurativi, dal possibile declino a medio e lungo termine delle attività ricreative e turistiche e dai costi di monitoraggio, gestione e mitigazione di tali fenomeni (Davidson *et al.*, 2012). Ad esempio, nel 2000 il danno economico causato dalle HAB negli Stati Uniti è stato stimato pari a 49 milioni di dollari. La ripartizione proporzionale di tali perdite è stata la seguente: 45% per i costi della Sanità Pubblica, 37% per i costi di chiusura e perdite subite dalla pesca commerciale, 13% per l'impatto sulle opportunità di svago e turismo persi e 4% per il monitoraggio e costi di gestione (Anderson *et al.*, 2000).

Le HAB rappresentano una sfida importante per la gestione delle zone marine costiere, finalizzata a proteggere la pesca, a ridurre al minimo le perdite economiche e a proteggere la salute pubblica e ambientale. La gestione delle HAB implica strategie di mitigazione, prevenzione e controllo (Anderson, 2009).

La *mitigazione* è rappresentata dal rapido rilevamento delle specie tossiche nelle acque (es. telerilevamento) e delle tossine nei prodotti eduli (es. sonde molecolari); inoltre, essa prevede, in caso di HAB, lo spostamento dei molluschi in aree non contaminate.

La *prevenzione* implica lo studio di tutti gli aspetti connessi alle HAB, quali la loro diversità, ecologia e fisiologia. Il monitoraggio è utile per comprendere la fisica, la biologia e la chimica dell'ambiente. Sono necessarie, inoltre, informazioni sulla fisiologia delle specie dannose, le loro interazioni trofiche nonché lo studio dei cicli vitali. Tutti questi dati sono indispensabili per sviluppare modelli previsionali delle HAB.

Il *controllo* delle HAB prevede metodi meccanici, biologici, chimici, genetici e ambientali per la riduzione delle fioriture dannose. Tra i vari metodi, quelli biologici sembrano i più promettenti, in particolare la biorimediazione. Ad esempio, alcuni studi condotti in laboratorio hanno dimostrato l'elevata capacità del polichete *Sabella spallanzanii* di rimuovere dalla colonna d'acqua *Amphidinium carterae*, dinoflagellata che provoca elevata mortalità di pesci allevati a causa della presenza di emolisine (Caroppo *et al.*, 2012). Ulteriori studi saranno condotti per comprendere se le microalghe accumulate sono digerite all'interno del polichete considerato o se questi fungono da semplice "serbatoio" delle stesse.

In conclusione, gli sforzi futuri dovrebbero essere finalizzati allo studio più approfondito di tali fenomeni, allo sviluppo di strumenti di allarme rapidi e alla produzione di modelli previsionali utili alle autorità responsabili della salvaguardia della salute pubblica, della protezione ambientale e dello sviluppo economico dei siti costieri dedicati all'acquacoltura.

Bibliografia

- Anderson DM. Approaches to monitoring, control and management of harmful algal blooms (HABs). *Ocean Coast Manage* 2009;52(7):342-7.
- Anderson DM, Hoagland P, Kaoru Y, White AW. *Estimated annual economic Impacts from Harmful Algal Blooms (HABs) in the United States*. Woods Hole, MA: Woods Hole Oceanographic Institute; 2000. (Technical report WHOI-2000-11).

- Caroppo C, Licciano M, Giangrande A, Stabili L. Filtrazione della microalga *Amphidinium carterae* (Hulburt, 1957) da parte del Sabellide Polichete *Sabella spallanzanii* (Gmelin, 1791). *Biol Mar Medit* 2012; 19(1):232-3.
- Caroppo C, Cerino F, Auriemma R, Cibic T. Phytoplankton dynamics with a special emphasis on harmful algal blooms in the Mar Piccolo of Taranto (Ionian Sea, Italy). *Environ Sci Pollut Res* 2016;23:12691-706.
- Cloern JE. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar Ecol Prog Ser* 2001; 210:223-53.
- Davidson K, Gowen RJ, Tett P, Bresnan E, Harrison PJ, McKinney A, Milligan S, Mills DK, Silke J, Crooks AM. Harmful algal blooms: How strong is the evidence that nutrient ratios and forms influence their occurrence? *Estuar Coast Shelf Sci* 2012; 115:399-413.
- Glibert PM, Allen JI, Bouwman AF, Brown CW, Flynn KJ, Lewitus AJ, Madden CJ Modeling of HABs and eutrophication: Status, advances, challenges. *J Marine Syst* 2010; 83:262-75.
- Hallegraeff GM. Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *J Phycol* 2010; 46:220-35.
- Ianora A, Miralto A. Toxicogenic effects of diatoms on grazers, phytoplankton and other microbes: a review. *Ecotoxicology* 2010;19:493-511.
- Moestrup Ø, Akselmann-Cardella R, Churro C, Fraga S, Hoppenrath M, Iwataki M, Larsen J, Lundholm N, Zingone A. (Eds) (2009 onwards). IOC-UNESCO *Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae*. Disponibile all'indirizzo <http://www.marinespecies.org/hab> ultima consultazione 7/10/2019.
- Wells ML, Trainer VL, Smayda TJ, Karlson BS, Trick CG, Kudela RM, Ishikawa A, Bernard S, Wulff A, Anderson DM, Cochlan WP. Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae* 2015; 49:68-93.

SOSTANZE AD AZIONE ANTIMICROBICA DA ORGANISMI MARINI

Marcella Narracci (a), Loredana Stabili (a, b), Maria Immacolata Acquaviva (a), Rosa Anna Cavallo (a)
(a) Istituto di Ricerca sulle Acque-Consiglio Nazionale delle Ricerche, Taranto
(b) Dipartimento di Scienze e Tecnologie Biologiche ed Ambientali, Università del Salento, Lecce

Negli ultimi anni la ricerca di composti bioattivi derivati da organismi marini ha avuto un notevole sviluppo e ciò ha portato alla caratterizzazione di numerose sostanze con potenziale efficacia contro batteri, virus e funghi. Gli studi sono stati rivolti soprattutto nei confronti di alghe, molluschi, spugne, coralli, tunicati, con una attenzione particolare alla ricerca di composti attivi contro i batteri patogeni (1-2).

Il crescente problema dell'antibiotico-resistenza di specie batteriche ha stimolato infatti la ricerca di sostanze naturali, di origine terrestre e marina, con capacità *antifouling* o utili in particolare nei processi di conservazione del cibo. Poiché gli organismi marini e quelli terrestri affrontano sfide ambientali molto diverse durante il loro ciclo vitale, le caratteristiche strutturali e l'attività farmacologica dei loro metaboliti differiscono notevolmente; gli studi compiuti in questo settore promuovono l'idea che i composti di origine marina abbiano maggiore capacità antibatterica rispetto a quelli ricavati da organismi terrestri (3).

Tra gli organismi marini, gli echinodermi hanno ultimamente ricevuto attenzione perché fonte di molecole stabili, attive a bassa temperatura, con specificità di azione antimicrobica, antivirale o antimicotica. Spesso queste molecole fanno parte del sistema immunitario innato di questi animali, caratterizzato da meccanismi di difesa mediati da risposte umorali o cellulari, che vedono, in quest'ultimo caso, coinvolti prevalentemente i celomiciti (4). Studi compiuti sul lisato dei celomiciti di *Echinaster sepositus* hanno evidenziato che questo ha attività antibatterica e lisozima-simile nei confronti di *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Candida famata* (5).

Le alghe hanno sviluppato vari meccanismi per combattere contro i batteri patogeni e gli altri microbi che sono ubiquitari nell'ambiente marino (6). Esse sono tradizionalmente utilizzate solo come alimento o come fonte per l'ottenimento di idrocolloidi, ma gli studi più recenti hanno evidenziato che diversi loro metaboliti secondari, tra cui acidi grassi, polisaccaridi, peptidi, terpeni, steroli, hanno potenziale attività antibatterica (7-10). Queste sostanze, che non sono necessarie per la crescita o la riproduzione, probabilmente sono un utile aiuto nelle condizioni ambientali in cui le alghe stesse vivono, contrastando l'azione degli erbivori, aiutando nella competizione per lo spazio con altri organismi, limitando lo sviluppo di biofilm batterico, o contrastando lo stress osmotico, quello legato alla luce UV o alla salinità. Alcune di queste sostanze hanno una potenziale azione antibatterica e molte evidenziano una elevata attività biologica, probabilmente a causa dell'effetto diluitivo dell'acqua marina e dell'ostile ambiente in cui le alghe stesse vivono (11).

Numerosi sono i fattori, naturali o legati ai metodi di estrazione, che possono influenzare l'efficacia di composti antibatterici di origine algale. Parametri ambientali, variazioni della temperatura dell'acqua marina, variazioni stagionali, salinità, presenza di inquinanti possono modificare il contenuto e l'efficacia dei composti bioattivi (12-13). Inoltre, questi possono essere presenti in concentrazioni variabili nel corso delle differenti fasi del ciclo vitale o possono essere distribuiti diversamente nelle varie parti del tallo (14).

Anche la modalità di estrazione dei composti antibatterici dalla biomassa condiziona la loro efficacia farmacologica: il metodo di estrazione scelto e il tipo di solvente influenzano le caratteristiche chimico-fisiche dell'estratto e, quindi, il prodotto ad azione antibatterica, motivo per cui sono numerosi e con molte variabili i protocolli di estrazione utilizzati, i quali possono prevedere l'uso di fasi di congelamento, di apparati Soxhlet, di diversi solventi organici, enzimi, azoto liquido, diverse temperature, tempi, intervalli di pH (15-16). Accanto alla tradizionale estrazione solido-liquido, sono state sviluppate altre tecnologie (uso di fluidi in condizioni supercritiche, ultrasuoni, enzimi) con l'obiettivo di migliorare i rendimenti, ridurre i possibili danni alle sostanze da ricercare, ridurre l'uso di solventi e risparmiare energia e tempo, con ragguardevoli miglioramenti sia sulla resa sia sulla efficacia degli estratti algali ad azione antibatterica (17).

Vari sono i potenziali usi dei composti di derivazione algale: potrebbero essere componenti di pellicole ad azione antibatterica prodotte con materiale biodegradabile e utilizzabile nei processi di confezionamento di alimenti (18), o sarebbe possibile la loro aggiunta a mangimi in impianti di allevamento, in particolare nel campo dell'acquacoltura, per ottenere un miglioramento della sicurezza e del profilo nutrizionale dei prodotti allevati (19-20). Inoltre, alcuni derivati da alghe marine hanno evidenziato un effetto sinergico e il conseguente miglioramento dell'efficacia di farmaci (21).

Nel progetto REMEDIA Life (*REmediation of Marine Environment and Development of Innovative Aquaculture: exploitation of edible/not edible biomass*, LIFE16 ENV/IT/000343), finanziato dalla comunità europea, ad esempio, si sta utilizzando la modalità di acquacoltura multitrofica integrata (IMTA) nella quale accanto all'allevamento dei pesci vi è l'allevamento/coltivazione di biorimediazioni come policheti, poriferi, mitili e macroalghe. L'obiettivo che il progetto intende raggiungere è ottenere sia il miglioramento delle condizioni ambientali, sia biomassa disponibile per ulteriori possibili usi, in vari settori incluso quello della farmaceutica. In particolare, la biomassa di macroalghe prodotta potrebbe essere usata per l'estrazione di sostanze ad azione antibatterica, visto che in impianto si coltivano alghe che precedenti studi hanno mostrato avere estratti lipidici con capacità antibatterica (22-23).

Esistono diversi ostacoli allo sviluppo di prodotti ad azione antimicrobica di origine marina, motivo per cui è necessario compiere ulteriori studi, preferibilmente con strategie multidisciplinari, che richiedono un discreto impiego di energie e mezzi, ma l'ambiente marino è il luogo di una grande biodiversità che è ancora piuttosto inesplorata nella ricerca di composti farmacologicamente attivi, e i risultati sembrano essere promettenti.

Bibliografia

1. Hu Y, Chen J, Hu G, Yu J, Zhu X, Lin Y, Chen S, Yuan J. Statistical research on the bioactivity of new marine natural products discovered during the 28 years from 1985 to 2012. *Mar Drugs* 2015;13:202-21.
2. Miller AA, Miller PF. *Emerging trends in antibacterial discovery: answering the call to arms*. Norfolk, UK: Caister Academic Press; 2011.
3. Larsen TO, Smedsgaard J, Nielsen KF, Hansen ME, Frisvad JC. Phenotypic taxonomy and metabolite profiling in microbial drug discovery. *Nat Prod Rep* 2005;22:672-95.
4. Ramirez-Gomez FG, Garcia-Arraras JE. Echinoderm immunity. *Inv Surv J* 2010;7(2);211-20.
5. Stabili L, Acquaviva MI, Cavallo RA, Gerardi C, Narracci M, Pagliara P. Screening of three echinoderm species as new opportunity for drug discovery: their bioactives and antimicrobial properties. *Ev Based Compl Altern Med* 2018;2;1-8.

6. Shannon E, Nissereen AG. Antibacterial derivatives of marine algae: an overview of pharmacological mechanism and applications. *Mar Drugs* 2016;14(4):81-104.
7. Abu-Ghannam N, Rajauria G. Antimicrobial activity of compounds isolated from algae. In: Dominguez H (Ed.). *Functional Ingredients from Algae for Foods and Nutraceuticals*. Sawston, UK: Woodhead Publishing Ltd; 2013. 287-306.
8. Rizzo L, Frascchetti S, Alifano P, Tredici MS, Stabili L. Association of *Vibrio* community with the Atlantic Mediterranean invasive alga *Caulerpa cylindracea*. *J. Exp Mar Biol Ecol* 2016;475:129-36.
9. Blunt JW, Munro MHG, Copp BR, Keyzers RA, Prinsep MR. Marine natural products. *Nat Prod Rep* 2015;32:116-211.
10. Mayer A, Rodríguez AD, Tagliatalata-Scafati O, Fusetani N. Marine pharmacology in 2009–2011: Marine compounds with antibacterial, antidiabetic, antifungal, anti-inflammatory, antiprotozoal, antituberculosis, and antiviral activities; affecting the immune and nervous systems, and other miscellaneous mechanisms of action. *Mar Drugs* 2013;11:2510-73.
11. Hughes CC, Fenical W. Antibacterials from the Sea. *Chemistry* 2010;16(42):12512-25.
12. Mueller R, Fischer AM, Bolch CJ, Wright JT. Environmental correlates of phenotypic variation: Do variable tidal regimes influence morphology in intertidal seaweeds? *J. Phycol* 2015;51:859-71.
13. Schiener P, Black KD, Stanley MS, Green DH. The seasonal variation in the chemical composition of the kelp species *Laminaria digitata*, *Laminaria hyperborea*, *Saccharina latissima* and *Alaria esculenta*. *J Appl Phycol* 2014;27:363-73.
14. Marinho-Soriano E, Fonseca PC, Carneiro MAA, Moreira WSC. Seasonal variation in the chemical composition of two tropical seaweeds. *Bioresour Technol* 2006;97:2402-6.
15. Moorthi PV, Balasubramanian C. Antimicrobial properties of marine seaweed, *Sargassum muticum* against human pathogens. *J Coast Life Med* 2015;3(2):122-5.
16. Boisvert C, Beaulieu L, Bonnet C, Pelletier É. Assessment of the Antioxidant and Antibacterial Activities of Three Species of Edible Seaweeds. *J Food Biochem* 2015;39:377-87.
17. Grosso C, Valentao P, Ferreres F, Andrade PB. Alternative and efficient extraction methods for marine-derived compounds. *Mar Drugs* 2015;13:3182-230.
18. Tavassoli-Kafrani E, Shekarchizadeh H, Masoudpour-Behabadi M. Development of edible films and coatings from alginates and carrageenans. *Carbohydr Polym* 2016;137:360-74.
19. Makkar HPS, Tran G, Heuzé V, Giger-Reverdin S, Lessire M, Lebas F, Ankers, P. Seaweeds for livestock diets: A review. *Anim Feed Sci Technol* 2016;212:1-17.
20. Vatsos IN, Rebours C. Seaweed extracts as antimicrobial agents in aquaculture. *J Appl Phycol* 2014;27:2017-35.
21. He X, Hwang H-m, Aker WG, Wang P, Lin Y, Jiang X, He X. Synergistic combination of marine oligosaccharides and azithromycin against *Pseudomonas aeruginosa*. *Microbiol Res* 2014;169:759-67.
22. Stabili L, Acquaviva MI, Biandolino F, Cavallo RA, De Pascali SA, Fanizzi FP, Narracci M, Cecere E, Petrocelli A. Biotechnological potential of the seaweed *Cladophora rupestris* (Clorophyta, Cladophorales) lipidic extract. *New Biotech* 2014;31(5):436-44.
23. Cavallo RA, Acquaviva MI, Stabili L, Cecere E, Petrocelli A, Narracci M. Antibacterial activity of marine macroalgae against fish pathogenic *Vibrio* species. *Centr Europ J Biol* 2013;8(7):646-53.

METODI INNOVATIVI NELLA VALUTAZIONE DI CONTAMINAZIONE DELLE ACQUE DI BALNEAZIONE: ESPERIENZE IN ITALIA

Annalaura Carducci (a), Giuseppina La Rosa (b), Lucia Bonadonna (b), Rossella Briancesco (b), Elisabetta Suffredini (c), Anna Maria Coccia (b), Simonetta Della Libera (b), Marco Verani (a), Ileana Federigi (a), Lorenzo Cioni (d), Marcello Iaconelli (b), Giusy Bonanno Ferraro (b), Pamela Mancini (b), Emanuele Ferretti (b), Luca Lucentini (b), Liana Gramaccioni (e)

(a) Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Pisa

(b) Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

(c) Dipartimento Sicurezza Alimentare, Nutrizione e Sanità Pubblica Veterinaria, Istituto Superiore di Sanità, Roma

(d) Scuola Normale Superiore, Pisa

(e) Direzione Generale della Prevenzione, Ministero della Salute, Roma

Introduzione

La normativa sulle acque di balneazione (1), in vigore da oltre 10 anni, attua il controllo igienico sanitario di queste sulla base dei due indicatori di contaminazione fecale *E. coli* ed enterococchi intestinali i cui valori limite derivano da studi epidemiologici.

Dopo dieci anni di applicazione di tale normativa è possibile rilevare alcune criticità, sulle quali è aperto un dibattito per arrivare a una revisione della direttiva. Innanzitutto, il giudizio di balneabilità è basato su indicatori la cui presenza e quantità non sono correlate a quelle dei patogeni, soprattutto virali (2). È ormai noto che la presenza degli indicatori fecali assume un significato diverso a seconda delle fonti di contaminazione (umane o animali), imponendo l'individuazione di queste e la valutazione della loro importanza relativa (*Microbial Source Tracking*). I valori limite imposti dalla direttiva derivano da studi epidemiologici in aree selezionate e, quindi, non rappresentative di tutti i contesti e le condizioni climatiche, peraltro in evoluzione a causa dei cambiamenti in atto. Le analisi microbiologiche colturali richiedono tempi di esecuzione troppo lunghi (minimo 18 ore) per segnalare tempestivamente inquinamenti di breve durata. La classificazione delle aree si basa su un numero di campioni troppo basso per evitare rischi di sovra o sottostima e di «artifici» per evitare declassamenti (es. le chiusure programmate a seguito di piogge). Per di più il sistema di classificazione considera il 95° percentile per la classe eccellente e buona e il 90° per la sufficiente, creando evidenti confusioni, e per la stima di tali valori non tiene in considerazione il tipo di distribuzione.

L'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization, WHO*) (3), esaminate tali criticità e le ipotesi di soluzione, raccomanda di mantenere gli stessi indicatori fecali e gli stessi limiti come base per il giudizio di balneabilità, senza l'aggiunta di altri parametri (es. i virus), e gli stessi livelli di classificazione. Tuttavia, consiglia di rivedere il sistema di classificazione considerando il 95° percentile per tutti i livelli, aumentare il numero minimo annuale dei campioni per ogni punto da 4 a 20 e verificare che la distribuzione dei dati nei siti sia log-normale, su almeno 80 campioni.

Comunque, fra i temi da approfondire la WHO segnala l'identificazione di un indicatore o di un patogeno virale, la ricerca dei vibrieni e l'applicazione della valutazione quantitativa del rischio microbiologico (*Quantitative microbial risk assessment, QMRA*), già testata in ambito regolatorio in California (USA) e Alberta (Canada).

Su questi temi nel 2018 è stato finanziato un progetto da parte del Centro nazionale per la prevenzione e il controllo delle malattie (CCM) del Ministero della Salute dal titolo “Supporto alla implementazione di analisi di rischio in acque potabili e balneazione e gestione del sistema informativo portale acque”, comprendente due unità:

- 1) Istituto Superiore di Sanità: Studio pilota di ricerca e quantificazione di patogeni batterici (vibrioni) e virali (adenovirus e norovirus) in parallelo agli indicatori (*Escherichia coli* ed Enterococchi intestinali, batteriofagi) su alcune aree balneabili interessate da particolari criticità.
- 2) Università di Pisa: Studio pilota mediante *Quantitative Microbial Risk Assessment* (QMRA) in base alle linee guida WHO applicate ad acque di balneazione.

Materiali e metodi

Sono state oggetto di studio due aree localizzate rispettivamente sulla costa adriatica settentrionale (Comune di Riccione in provincia di Rimini) e sulla costa tirrenica centrale (Comune di Ardea in provincia di Roma) con caratteristiche geomorfologiche, idrodinamiche e di pressione antropica simili. Per ciascun sito sono stati prescelti 3 punti di prelievo, situati rispettivamente a destra e a sinistra di un corpo idrico afferente alla costa e comunque all'interno di un'area adibita a balneazione. Il terzo punto è stato selezionato a circa 50 mt di fronte alla foce dell'immissario. Fra le aree balneabili interessate, negli ultimi anni due sono state classificate insufficienti (Riccione Foce Marano sud e Ardea Rio Grande) e una risulta buona (Riccione Foce Marano Nord).

Sono stati effettuati campionamenti con cadenza mensile, da maggio a settembre 2018; in totale sono stati prelevati e analizzati 20 campioni da aree balneabili e 10 campioni da foci.

I campioni sono stati analizzati per la determinazione di indicatori di contaminazione virale (colifagi somatici). Sono stati inoltre ricercati:

- Patogeni quali vibrioni e o Coliformi a 37°C, *E. coli*: metodo colturale miniaturizzato in MPN Colilert 18 (IDEXX);
- Enterococchi intestinali: metodo colturale miniaturizzato in MPN Enterolert E (IDEXX).
- Colifagi somatici: metodo delle placche di lisi, ISS A 008B rev.00 (4).
- *Vibrio* spp: filtrazione su membrana, coltura su substrato Chromatic Vibrio (Liofilchem), screening mediante test biochimici e identificazione con tecniche biochimiche (VITEK 2 Compact) e molecolari (PCR e sequenziamento genico).
- Virus enterici: adenovirus (AdV), norovirus (NoV), enterovirus (EV) e aichivirus (AiV), mediante metodi molecolari quantitativi (Real-Time qPCR) e qualitativi (nested e RT-nested-PCR).

Nelle stesse aree è stata applicata la QMRA, come riportato nelle linee guida WHO (5). Questa metodologia, analoga a quella di stima del rischio chimico, stima il rischio di infezione/malattia partendo dalle concentrazioni ambientali di patogeni (misurate o stimate) e dai volumi/vie di esposizione, usando specifiche curve dose-risposta. L'incertezza derivante dalla scarsa precisione dei dati disponibili viene gestita attraverso l'uso di modelli che includono funzioni di probabilità per le variabili coinvolte e stime mediante analisi Monte Carlo che consiste nella simulazione di 10.000 iterazioni successive, cambiando in modo casuale i valori delle variabili nell'ambito delle distribuzioni che le rappresentano. L'applicazione della QMRA ad acque ricreative è in continuo aumento e contribuisce a risolvere varie criticità (6). Nel presente progetto essa è stata applicata per verificare se il rischio così stimato corrispondesse a quanto indicato dalla classificazione ai sensi della direttiva.

Poiché i dati sui patogeni erano insufficienti per la stima di funzioni di probabilità, sono stati utilizzati i dati sulle concentrazioni di *Escherichia coli* derivanti dal monitoraggio routinario disponibili dai *Bollettini stagionali di ARPAE Emilia Romagna* e dai *Bollettini Ufficiali della Regione Lazio* dal 2011 al 2018 per stimare le concentrazioni di Norovirus, Rotavirus, *Salmonella* e Adenovirus utilizzando differenti fattori di conversione.

Risultati

Nei campioni prelevati in corrispondenza delle aree adibite a balneazione, le concentrazioni dei tradizionali indicatori di contaminazione fecale (*E. coli* e Enterococchi) sono risultate entro i limiti previsti dal DL.vo 116/2008 nel 70% (14/20) dei campioni, mentre 6 campioni hanno mostrato difformità per *E. coli* e/o Enterococchi.

Positività per virus enterici sono state riscontrate in 11/20 (55%) campioni, di cui 6 risultavano conformi sulla base degli indicatori fecali di contaminazione. Norovirus è stato identificato in 5/20 (25%) dei campioni, a basse concentrazioni (fino a 3.2 copie genomiche (g.c.)/L). Aichivirus è stato identificato in 6/20 (30%) campioni con elevate concentrazioni (fino a 1.100 g.c./L.) Un solo campione è risultato positivo per enterovirus (non quantificabile), mentre nessuna positività è stata riscontrata per adenovirus in acque di balneazione.

I colifagi somatici sono stati identificati in 10/20 acque di balneazione, a concentrazioni elevate nel mese di agosto (2120 PFU/100 mL) con una media di 36 PFU/100 mL e 280 PFU/100 mL nella costa adriatica e tirrenica. In 8 campioni è stata trovata presenza simultanea di virus enterici e colifagi somatici.

I batteri del genere *Vibrio* (prevalentemente *V. alginolyticus*, *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus*, *V. harveyi*, *V. campbellii*) sono stati osservati in 17/20 (85%) campioni, sia ad Ardea sia a Riccione, in concentrazioni fino a $1,7 \times 10^4$ UFC (Unità Formanti Colonie)/100 mL.

Come era da attendersi, in prossimità delle foci sono stati riscontrati valori più elevati sia per gli indicatori di contaminazione fecale (fino a oltre 4800 MPN/100 mL per *E. coli* e 2827 MPN/100 mL per enterococchi intestinali) sia per i virus enterici, identificati nel 70% dei campioni di acque di estuario. In particolare, sono stati identificati NoV nel 30% dei campioni (concentrazioni fino a 13 g.c./L) e AiV nel 60% dei campioni (concentrazioni fino a 1860 g.c./L). Anche gli adenovirus sono stati identificati in acque non balneabili (2/10 campioni, 20%); i campioni positivi, seminati su cellule A549 non hanno prodotto effetto citopatico, a indicare assenza di adenovirus vitali oppure coltivabili (tipi 40 e 41). I colifagi somatici sono stati identificati in 7 campioni di foce, 6 dei quali contenevano anche virus enterici.

Infine, batteri del genere *Vibrio* erano ubiquitari e abbondanti (fino a $1,0 \times 10^4$ UFC/100 mL, media $2,7 \times 10^3$ UFC/100 mL), con presenza di 8 diverse specie, di cui *V. alginolyticus* prevalente.

L'applicazione della QMRA ha consentito di stimare una probabilità media di malattia a Riccione dello 0,9% alla Foce Marano Nord e dell'1% alla Foce Marano Sud: questa differenza è in accordo con la differenza di classificazione. Nel caso di Ardea (Rio Grande) il rischio di malattia (0,2%) appare invece inferiore anche a quello del punto Marano Nord, in contrasto con la classificazione "insufficiente".

Conclusioni

Lo studio ha evidenziato alcune delle criticità rilevate dalla WHO, confermando la necessità di ulteriori ricerche. Infatti, la positività per patogeni sia batterici sia virali di acque a norma secondo la Direttiva attuale ha confermato la scarsa rappresentatività degli indicatori fecali, e la diffusa presenza di virus e vibroni. Di particolare rilievo la frequente rilevazione di Aichivirus, per la prima volta ricercati in acque di mare, a conferma della circolazione idrica di tali virus.

L'applicazione della QMRA appare utile per integrare la classificazione ai sensi della direttiva con una stima di rischio, anche se attualmente è limitata dalla scarsità di dati specifici sui patogeni. Infatti, l'uso degli indicatori per stimare le concentrazioni di patogeni introduce un ulteriore fattore di incertezza, anche se è al momento l'unica possibilità.

Bibliografia

1. Europa. Direttiva del 15 febbraio 2006 n. 2006/7/CE relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e che abroga la direttiva 76/160/CEE. *Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee* L 64 del 4 marzo 2006.
2. Wyn-Jones AP, Carducci A, Cook N, D'Agostino M, Divizia M, Fleischer J, Gantzer C, Gawler A, Girones R, Höller C, de Roda Husman AM, Kay D, Kozyra I, López-Pila J, Muscillo M, José Nascimento MS, Papageorgiou G, Rutjes S, Sellwood J, Szewzyk R, Wyer M. Surveillance of adenoviruses and noroviruses in European recreational waters. *Water Res* 2011;45(3):1025-38.
3. WHO. WHO recommendations on scientific, analytical and epidemiological developments relevant to the parameters for bathing water quality in the Bathing Water Directive (2006/7/EC). Geneva: World Health Organization;2018.
4. Bonadonna L, Ottaviani M. *Metodi analitici di riferimento per le acque destinate al consumo umano ai sensi del DL.vo 31/2001. Metodi microbiologici*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2007. (Rapporti ISTISAN 07/5).
5. WHO. *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management*. Geneva: World Health Organization;2016.
6. Federigi I, Verani M, Donzelli G, Cioni L, Carducci A. The application of quantitative microbial risk assessment to natural recreational waters: A review. *Mar Pollut Bull* 2019;144:334-50.

SEZIONE 5
Il futuro dell'acqua tra ambiente, clima e salute

CICLI IDRICI INNOVATIVI: ESPERIENZE E PROSPETTIVE DI VALORIZZAZIONE E DI RIUTILIZZO NEL CONTESTO DELLA RICERCA EUROPEA

Anna Laura Eusebi (a), Alessia Foglia (a), Giulia Cipolletta (a), Nicola Frison (b), Francesco Fatone (a)

(a) *Dipartimento di Scienze ed Ingegneria della Materia, dell'Ambiente ed Urbanistica, Università Politecnica delle Marche, Ancona*

(b) *Dipartimento di Biotecnologie, Università di Verona, Verona*

Il ciclo idrico convenzionale consiste nella presa e distribuzione di acqua potabile, nella gestione della rete fognaria e di quella delle infrastrutture impiantistiche per il trattamento depurativo prima della remissione del flusso finale in ambiente. Questo approccio tradizionale sta tuttavia evolvendo, nell'ultimo decennio, a favore dello sviluppo di cicli idrici innovativi e del sostegno al recupero delle risorse.

La rapida espansione dell'agricoltura intensiva unita ai cambiamenti climatici degli ultimi decenni ha comportato una generale intensificazione dell'estrazione dell'acqua. Tra il 1976 e il 2006 la superficie mondiale e la popolazione colpita da eventi di siccità è aumentata del 20% con perdite economiche fino a 100 miliardi di euro (1). Tali aspetti si aggravano nelle aree mediterranee più frequentemente colpite da condizioni climatiche di aridità. Inoltre, materie prime, alla base della produzione dei fertilizzanti, come ad esempio azoto e fosforo, risultano spesso provenienti da mercati esteri e soggetti a possibili variabilità e/o carenze nella fase di approvvigionamento.

In questo contesto, lo sviluppo di nuove strategie di gestione dell'acqua sono diventate aspetti obbligatori per uno sviluppo sostenibile e in linea con i nuovi obiettivi dettati dall'Unione europea. Quest'ultima ha, infatti, individuato il risparmio e il recupero nel settore idrico come finalità prioritarie che gli Stati Membri devono raggiungere nell'ambito di una politica di gestione integrata e circolare delle risorse (2-3).

Tali aspetti, determinano la necessità di trasformare il concetto convenzionale del ciclo idrico, modificando gli attuali impianti di trattamento per acque reflue in innovativi impianti rivolti al recupero di risorse, dove non solo l'acqua ma anche l'energia e i nutrienti contenuti possono essere recuperati (4-5).

In questo scenario, nel 2016 la Commissione europea ha lanciato lo strumento degli *Innovation Deals* (https://ec.europa.eu/info/research-and-innovation/law-and-regulations/innovation-friendly-legislation/identifying-barriers_it), accordi di cooperazione volontaria tra l'Unione europea, Innovatori che abbiano sviluppato soluzioni promettenti, sostenibili dal punto di vista ambientale, e le Autorità nazionali, regionali e locali, con l'obiettivo di studiare in profondità se le barriere normative percepite esistano davvero nella legislazione europea o nello sviluppo industriale dell'economia circolare. Uno dei primi casi pilota selezionati è stato l'*Innovation Deal* dal titolo "Trattamento sostenibile delle acque reflue combinando la tecnologia della membrana anaerobica e il riutilizzo dell'acqua", incentrato sull'analisi normativa nazionale e regionale dei paesi membri per l'applicazione della tecnologia di filtrazione anaerobica su membrana (*Anaerobic Membrane Bioreactor*, AnMBR) ai fini di consentire il riutilizzo dell'effluente e dei suoi nutrienti per la fertirrigazione. Il consorzio, composto da partner in rappresentanza di 5 Stati Membri europei (Portogallo, Spagna, Malta, Italia e Francia) ha incluso enti e centri di ricerca andando a valutare scenari e casi studio diversi localizzati nell'area del Mediterraneo. Il processo biologico AnMBR è stato, infatti, individuato come ampiamente promettente, consentendo di

raggiungere elevate concentrazioni della biomassa anche in condizioni ambientali di acclimatazione non del tutto favorevoli (salinità, pesticidi, inquinanti emergenti) e con un più rapido start-up rispetto agli altri processi anaerobici (settimane non mesi). La qualità finale dell'effluente risulta elevata e non necessita di trattamenti di disinfezione ulteriori ai fini del riutilizzo fertirriguo con percentuali di idrolisi dell'azoto del 1-60% e del fosforo del 50-60%. Qualora accoppiato ad altri processi anaerobici (*Upflow Anaerobic Sludge Bed*, UASB) permette il recupero dal 10% al 30% del metano disciolto in soluzione migliorando i bilanci energetici globali del trattamento (6).

Ulteriori cambiamenti e approcci più radicali alla catena del valore dell'acqua sono possibili se vengono considerate come fonti di approvvigionamento e di irrigazione anche fonti non convenzionali tra cui l'acqua piovana, l'acqua di mare sottoposta a dissalazione, l'acqua sotterranea e quella ricondensata dal vapore. Questi aspetti, analizzati nel progetto di innovazione HYDROUSA finanziato dall'Unione europea con Horizon 2020 (<https://www.hydrousa.org/>) hanno come finalità quella di dimostrare su larga scala la fattibilità e la sostenibilità di tecnologie innovative a basso costo per il trattamento delle acque per recuperare acqua dolce, nutrienti ed energia dalle acque reflue, sale e acqua dolce dall'acqua di mare e acqua dolce dal vapore acqueo atmosferico. Le soluzioni per preservare e conservare l'acqua includono lo stoccaggio nelle falde acquifere combinato con la fertirrigazione e con pratiche agricole e di irrigazione sostenibili nelle strutture agroforestali. Le soluzioni sono dimostrate e validate in isole turistiche dell'area mediterranea e studiate in replicabilità tecnica e finanziaria in venticinque sedi in tutto il mondo.

In questo scenario, lo sviluppo di soluzioni tecnologiche innovative circolari per il settore idrico deve contestualmente prevedere non solo la possibilità di riutilizzo di acqua ma anche di recupero di risorse per attivare percorsi virtuosi di valorizzazione anche economica dei prodotti recuperati.

In questo contesto, il progetto "Scale-up of low-carbon footprint material recovery techniques in existing wastewater treatment plants" (SMART-Plant) finanziato dall'Unione europea con Horizon 2020 (www.smart-plant.eu) fornisce soluzioni su larga scala in 6 impianti esistenti di trattamento delle acque reflue con l'obiettivo di recuperare composti chimici, nutrienti ed energia in modo efficiente. Infatti, dagli impianti di trattamento è possibile recuperare sali di fosforo o struvite, fibre di cellulosa pulite o fanghi celluloseici (oltre 400 kg/settimana) e produrre oltre 1 kg di polioidrossialcanoati (PHA) al giorno. Le soluzioni tecnologiche scelte per il recupero di composti e materiali sono state valutate per raggiungere un'efficienza energetica del 10-50% rispetto a soluzioni convenzionali andando a considerare anche l'eventuale impatto in termini di emissioni di gas a effetto serra e dell'impronta di carbonio. I risultati ottenuti sono anche validati nell'ambito del "Programma pilota di Verifica delle Tecnologie Ambientali" (Environmental Technology Verification – ETV, https://ec.europa.eu/environment/ecoap/sites/ecoap_stayconnected/files/pdfs/env-16-003-rapport-etv-it-web.pdf) dell'Unione Europea in modo da certificare l'affidabilità e le prestazioni delle tecnologie. I materiali recuperati sono stati testati per produrre bio-compositi, fertilizzanti e bio-fertilizzanti, combustibili da biomassa, additivi e materiali aggiuntivi per malte e cementi. Le caratteristiche dei prodotti finali sono stati valutati attraverso test funzionali e, per i composti fertilizzanti, tramite la determinazione delle proprietà agronomiche su campo in scala reale.

Bibliografia

1. European Commission. *Policy Review – Building blocks. Non Paper*. Bruxelles: European Commission; 2012. Disponibile all'indirizzo: <https://ec.europa.eu/environment/water/quantity/pdf/non-paper.pdf>; ultima consultazione 01/10/2020.

2. Commissione delle Comunità europee. *Comunicazione della commissione al Parlamento europeo e al Consiglio: affrontare il problema della carenza idrica e della siccità nell'unione europea*. Bruxelles: Commissione delle comunità europee; 2007. (COM(2007) 414 definitivo).
3. Commissione Europea. *Comunicazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio, al Comitato economico e sociale europeo e al Comitato delle regioni: l'anello mancante - piano d'azione dell'unione europea per l'economia circolare*. Bruxelles: Commissione europea; 2015. (COM(2015) 614 final).
4. Batstone DJ, Hülsen T, Mehta CM, Keller J. Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. *Chemosphere* 2015;140:2–11.
5. McCarty PL, Bae J, Kim J. Domestic wastewater treatment as a net energy producer - can this be achieved? *Environ Sci Technol* 2011;45(17):7100-6.
6. Moñino P, Aguado D, Barat R, Jimenez E, Gimenez JB, Seco A, Ferrer J, 2017. A New Strategy to maximize organic matter valorization in municipalities: Combination of urban wastewater with kitchen food waste and its treatment with AnMBR technology, *Waste Manag* 2017;62:274-89.

ACQUA E SALUTE: IL RUOLO DELL'ACQUA NELLA DIETA

Laura Rossi

Centro di Ricerca Alimenti e Nutrizione, Roma

Nell'organismo l'acqua è il costituente presente in maggior quantità ed è essenziale per il mantenimento della vita. La sua presenza è indispensabile per lo svolgimento di tutti i processi fisiologici e le reazioni biochimiche che avvengono nel nostro corpo. Inoltre, l'acqua entra nella struttura di varie sostanze e agisce da solvente per la maggior parte dei nutrienti (minerali, vitamine idrosolubili, aminoacidi, glucosio, ecc.), svolgendo un ruolo essenziale nella digestione, nell'assorbimento, nel trasporto e nella utilizzazione degli stessi nutrienti.

L'acqua è anche il mezzo attraverso il quale l'organismo elimina le scorie metaboliche, agisce come "lubrificante" e ha funzioni di ammortizzatore nelle articolazioni e nei tessuti, mantiene elastiche e compatte la pelle e le mucose (la cui funzionalità dipende da un giusto grado di idratazione) e garantisce la giusta consistenza del contenuto intestinale. L'acqua ha un ruolo primario nel meccanismo della respirazione: affinché le superfici respiratorie possano adeguatamente svolgere la loro funzione è necessario che siano umide: infatti, sia l'ossigeno sia l'anidride carbonica devono esser sciolti nell'acqua per poter diffondere.

L'acqua è essenziale nel processo della termoregolazione: il corretto svolgimento delle reazioni chimiche all'interno dell'organismo richiede che la temperatura corporea rimanga costante.

Bilancio idrico

Dato che non vi è alcun sistema all'interno dell'organismo che non dipenda direttamente dall'acqua, è facile intuire che mantenere un giusto equilibrio del "bilancio idrico" (rapporto tra le "entrate" e le "uscite" di acqua) è fondamentale per conservare un buono stato di salute nel breve, nel medio e nel lungo termine.

La quantità totale di acqua varia in funzione dell'età, del sesso, del peso e della composizione corporea (il tessuto adiposo contiene molta meno acqua del tessuto magro). Nel neonato l'acqua rappresenta l'85% circa del peso corporeo; questa frazione percentuale diminuisce progressivamente fino all'età adulta dove costituisce circa il 60% del peso. Questa percentuale può tuttavia variare da un minimo del 50% ad un massimo del 75%. Nell'anziano si ha una ulteriore diminuzione della quantità di acqua corporea, sia come valore assoluto sia come frazione percentuale (circa il 45% del peso corporeo).

Quanto alle differenze tra i sessi, queste si evidenziano a partire dalla adolescenza: le femmine, infatti, avendo una maggiore percentuale di tessuto adiposo (povero di acqua), hanno una minore quantità di acqua per chilo di peso corporeo. Il 75% circa dei muscoli e degli organi interni e il 10% del tessuto adiposo sono costituiti da acqua. Lo stesso scheletro è costituito per oltre il 30% da acqua.

Come tutte le sostanze chimiche che compongono il nostro corpo, l'acqua viene persa e consumata continuamente, quindi deve essere di continuo reintegrata dall'esterno. Ogni giorno un adulto sedentario perde e reintegra circa due litri di acqua.

L'organismo ottiene la maggiore quantità di acqua dalle bevande e dagli alimenti (acqua esogena), ma una piccola parte anche dal metabolismo dei macronutrienti (acqua endogena). Mediamente dagli alimenti assumiamo circa 650-700 mL/giorno mentre dalle bevande circa 700-1500 mL/giorno; questa assunzione è regolata dall'organismo attraverso lo stimolo della sete. L'acqua endogena varia da circa 250-350 mL al giorno nelle persone sedentarie a 600 mL in caso di attività fisica intensa.

L'organismo elimina acqua attraverso le urine, in quantità variabile tra 800-1500 mL al giorno, le feci (150-200 mL/giorno), la sudorazione e l'evaporazione tramite cute, mucose e polmoni (800-1250 mL/giorno). Queste quantità consentono lo smaltimento di tossine, urea e altri metaboliti di scarto. Se l'acqua persa non viene reintegrata, il corpo può andare incontro a gravi conseguenze.

Quanta acqua dobbiamo bere

In condizioni normali le perdite giornaliere di acqua nell'individuo adulto si aggirano intorno al 3-4% del peso corporeo. È comunque importante rilevare che le perdite di liquidi in rapporto al peso corporeo sono tanto più elevate quanto più l'individuo è di giovane età, con un picco nei primi mesi di vita, durante i quali le perdite giornaliere di acqua raggiungono il 15% del peso corporeo. Di conseguenza i bambini sono un gruppo di popolazione particolarmente esposto al rischio della disidratazione, qualora non si provveda a reintegrare adeguatamente e tempestivamente l'acqua perduta. Vale la pena ricordare che l'acqua non contiene calorie; ogni variazione a breve termine del peso corporeo dovuta a maggiore perdita o a maggiore ritenzione di acqua è ingannevole e momentanea. Quindi, il tentativo di contenere il peso mediante il razionamento dell'acqua è assolutamente inutile, oltre a essere rischioso per la salute e controproducente proprio ai fini del contenimento del peso corporeo.

La Tabella 1 riporta i valori di riferimento per un'assunzione giornaliera adeguata di acqua in condizioni di temperatura ambientale temperata e moderati livelli di attività fisica. Tali valori includono oltre all'acqua potabile, anche quella contenuta nelle bevande di ogni genere e negli alimenti.

Tabella 1. Valori di riferimento per l'assunzione giornaliera di acqua nelle varie fasce di età in condizioni di temperatura ambientale temperata e moderati livelli di attività fisica

| Età | Assunzione adeguata di acqua (mL/giorno) | |
|-------------------------|--|----------------|
| Neonati (6-12 mesi) | 800 | |
| <i>Bambini</i> | | |
| 1-3 anni | 1200 | |
| 4-6 anni | 1600 | |
| 7-10 anni | 1800 | |
| <i>Adolescenti</i> | <i>maschi</i> | <i>femmine</i> |
| 11-14 anni | 2100 | 1900 |
| 15-17 anni | 2500 | 2000 |
| <i>Adulti e anziani</i> | | |
| 18-74 e >75 anni | 2500 | 2000 |
| <i>Gravidanza</i> | 2350 | |
| <i>Allattamento</i> | 2700 | |

Una particolare attenzione merita il bilancio idrico nell'organismo in crescita che è molto più sensibile a squilibrio rispetto a quello dell'adulto, per cui incoraggiare i bambini a consumare acqua con regolarità è particolarmente importante. In particolare i neonati, rispetto ai bambini e agli adulti, hanno un più elevato contenuto di acqua totale del corpo, una superficie corporea maggiore in rapporto al loro peso, un ricambio di acqua più veloce, una minore capacità di sudorazione e una capacità più limitata di eliminare i soluti per via renale, oltre ovviamente alla impossibilità o alla difficoltà a comunicare la sete. Nei neonati le perdite di acqua per evaporazione cutanea possono aumentare fino a tre volte a temperature ambientali superiori a 30°C e bassa umidità. Oltre che per rimpiazzare le perdite, l'acqua è anche necessaria per la crescita dei bambini. La composizione di acqua e soluti del latte materno è tale da soddisfare anche le necessità di liquidi del lattante (il latte materno contiene circa l'87% di acqua) per cui neonati sani allattati al seno *ad libitum* non hanno bisogno di assumere altra acqua, anche in condizioni di elevata temperatura ambientale. Nei bambini tra 6 e 12 mesi di età è adeguato un consumo di acqua di 800 mL/giorno, proveniente sia dal latte materno (o latti in formula) sia da cibi e bevande, inclusa l'acqua, per l'alimentazione complementare (svezzamento).

Negli anziani una serie di cambiamenti fisiologici influenza l'equilibrio idrico ed espone a maggiore rischio di disidratazione. Con l'età infatti diminuiscono sia l'acqua corporea totale, a causa della perdita di massa muscolare e di un proporzionale aumento del grasso corporeo, sia il senso della sete. Con l'aumentare dell'età, inoltre, si riduce la funzionalità renale e l'efficienza nel concentrare le urine, con aumento dell'eliminazione di acqua. Inoltre, alcune condizioni patologiche, tra cui la demenza e la difficoltà a deglutire, possono influenzare la capacità di bere degli anziani. La disidratazione nell'anziano aumenta anche il rischio di infezioni del tratto urinario, di confusione mentale, di insufficienza renale e prolunga il tempo di guarigione delle ferite; è associata, inoltre, a un aumento dei tassi di mortalità negli anziani ospedalizzati. Gli anziani malati, meno autosufficienti, sono più a rischio di disidratazione, rispetto a quelli in buono stato di salute; è ovviamente fondamentale l'incoraggiamento a bere per questo gruppo di età.

Durante la gravidanza un adeguato apporto di acqua è essenziale soprattutto per garantire l'idratazione del bambino e un volume appropriato di liquido amniotico. Le donne in gravidanza possono essere maggiormente esposte al rischio di disidratazione soprattutto se presentano nausea, vomito o diarrea. In gravidanza la donna deve assumere almeno 2350 mL al giorno di acqua.

Durante l'allattamento è fondamentale compensare la perdita aggiuntiva di acqua dovuta alla produzione di latte, quindi l'assunzione di acqua deve essere aumentata di almeno 700 mL al giorno, per un totale di 2700 mL/giorno.

Acqua e sport

Il fabbisogno di liquidi negli sportivi è maggiore rispetto a quello della popolazione generale e la quota idrica della dieta rappresenta un elemento essenziale per ottenere uno stato di idratazione ottimale, per sostenere la prestazione atletica e accelerare la fase di recupero.

Quando l'organismo è sottoposto ad uno sforzo fisico deve necessariamente attivare i meccanismi di termoregolazione per ridurre la temperatura corporea soprattutto attraverso la sudorazione. Una conseguenza delle intense sudorazioni che si verificano durante gli allenamenti e le competizioni sportive, soprattutto di lunga durata, è la notevole perdita di acqua e degli elettroliti disciolti nel sudore, soprattutto sodio e potassio. Quindi è importante idratarsi prima, durante e dopo l'allenamento e/o la gara con apporti adeguati di acqua.

È sufficiente bere solamente acqua se l'attività fisica è di intensità moderata o se ha una durata inferiore a 60 minuti. In questo caso l'assunzione di bevande "per sportivi" non è necessaria e

aumenta l'assunzione di sodio e i rischi ad esso correlati mentre una dieta equilibrata, ricca di frutta, di verdura e con il giusto quantitativo di acqua, bevendo anche durante l'esercizio fisico, è più che sufficiente a reintegrare i sali persi.

Solo in caso di attività intensa e prolungata (oltre un'ora) è necessario ripristinare, insieme all'acqua, anche gli elettroliti perduti con la sudorazione nonché le scorte energetiche.

Da dove assumiamo acqua

Le fonti di acqua per sopperire al fabbisogno idrico sono diverse e comprendono l'acqua diretta di rete (chiamata comunemente "di rubinetto") e in bottiglia, l'acqua presente nelle bevande (succhi, tè, caffè, tisane, bevande gassate) e l'acqua contenuta negli alimenti che quotidianamente consumiamo.

Negli alimenti la quantità di acqua è molto variabile: quelli che ne contengono di più sono i vegetali e la frutta (75-98%) e pertanto una dieta ricca in frutta e verdura dà un valido contributo al raggiungimento dell'apporto giornaliero consigliato di acqua. Ricordiamo che anche il latte è una buona fonte di acqua: un bicchiere da 125 mL ne apporta circa 110 mL.

Molte altre bevande come caffè, tè, tisane, succhi di frutta, bevande gassate, ecc. contengono acqua, ma senza dubbio è l'acqua la scelta più salutare e opportuna per garantire il bilancio idrico e la soddisfazione della sete senza apportare calorie o sostanze nervine o bioattive.

Raccomandazioni relative alla assunzione di acqua nella dieta

L'equilibrio idrico deve essere mantenuto bevendo essenzialmente acqua, tanto quella del rubinetto quanto quella imbottigliata, entrambe sicure e controllate. Bisogna sempre tenere a mente che bevande diverse (come aranciate, bibite di tipo cola, succhi di frutta, caffè, tè) oltre a fornire acqua apportano anche altre sostanze che contengono calorie (es. zuccheri) o che sono farmacologicamente attive (es. caffeina). Queste bevande vanno usate con moderazione. Il senso di sete va assecondato meglio se anticipato, bevendo a sufficienza, mediamente 1,5-2 litri di acqua al giorno (almeno 6-8 bicchieri). Bambini e anziani sono maggiormente esposti a rischio di disidratazione rispetto agli adulti. Durante e dopo l'attività fisica è opportuno bere per reintegrare prontamente e tempestivamente le perdite dovute alla sudorazione, ricorrendo prevalentemente all'acqua. In determinate condizioni patologiche che provocano una maggiore perdita di acqua (es. gli stati febbrili o ripetuti episodi di vomito e/o diarrea), l'acqua perduta deve essere reintegrata adeguatamente e tempestivamente.

Attenzione alle tante false credenze sull'acqua. L'acqua non fa ingrassare perché non contiene calorie. Non occorre preferire le acque oligominerali rispetto alle acque maggiormente mineralizzate per mantenere la linea o "curare la cellulite". Non è vero che il calcio presente nell'acqua favorisca la formazione dei calcoli renali. L'acqua gassata non fa male quindi, se ci piace, non ci sono controindicazioni a berla. Non è vero che le acque a basso contenuto di sodio siano utili per chi soffre di ipertensione. Il sodio contenuto nelle acque è in quantità talmente bassa che la sua assunzione è considerata irrilevante sia riguardo alla salute sia riguardo all'estetica.

Bibliografia

1. CREA. *Tabelle di composizione degli alimenti*. Roma: Centro di ricerca Alimenti e Nutrizione; 2019. Disponibile all'indirizzo: <https://www.alimentinutrizione.it/sezioni/tabelle-nutrizionali>; ultima consultazione 01/10/2020.
2. CREA. *Linee guida per una sana alimentazione*. Roma: Centro di ricerca Alimenti e Nutrizione; 2019.
3. EFSA Panel on Dietetic Products, Nutrition, and Allergies (NDA). Scientific Opinion on Dietary reference values for water. *EFSA Journal* 2010; 8(3):1459.
4. Istituto Nazionale di Ricerca per gli Alimenti e la Nutrizione. *Linee guida per una sana alimentazione italiana*. Roma: INRAN; 2003. Disponibile all'indirizzo: <https://www.crea.gov.it/web/alimenti-e-nutrizione/-/linee-guida-1>; ultima consultazione 01/10/2020.
5. Mariani Costantini A, Cannella C, Tomassi G. *Alimentazione e Nutrizione Umana*. Roma: Il Pensiero Scientifico Editore; 2016.
6. Società Italiana di Nutrizione Umana (SINU). LARN - Livelli di Assunzione di Riferimento di Nutrienti e Energia per la popolazione italiana. IV Revisione. Coordinamento SINU-INRAN. Milano: SICS, 2014. Disponibile all'indirizzo: https://sinu.it/wp-content/uploads/2019/07/20141111_LARN_Porzioni.pdf; ultima consultazione 10/03/2020.

ACQUA E SALUTE: LE EVIDENZE SCIENTIFICHE POSSONO PROTEGGERE DALLE *FAKE NEWS*

Giorgio Temporelli

Consulente tecnico e divulgatore scientifico. Esperto in igiene, normativa e tecnologie per il trattamento delle acque, www.giorgiotemporelli.it, Genova

Con *fake news* (letteralmente notizie false) si indicano informazioni in parte o del tutto non corrispondenti al vero, notizie inventate, ingannevoli o distorte, caratterizzate da un'apparente credibilità e divulgate attraverso un qualsiasi mezzo di informazione.

Il termine *fake news* è entrato in uso nel primo decennio del XXI secolo, ma le “bufale” sono sempre esistite, la differenza rispetto al passato sta nel fatto che oggi, grazie ai social, si diffondono molto più velocemente. Riguardano generalmente tematiche delicate e di largo interesse per l'opinione pubblica, notizie di cui non è sempre facile verificare l'attendibilità delle fonti, molto spesso non se ne ha il tempo e nemmeno le competenze, così molte *fake news* nascono e si diffondono tra i fatti reali con apparente credibilità. Esempi lampanti sono le recenti teorie a sostegno dei *no VAX*, delle scie chimiche, del falso allunaggio, dei terrapiattisti, ecc. Le *fake news* nascono a volte per pura ideologia, ma in molti casi le notizie false o ingannevoli sono alimentate dagli interessi economici e usate come strumento di marketing.

Il mondo dell'acqua è ricco di *fake news*, per almeno un paio di motivi: l'acqua è un elemento correlato alla salute umana, indispensabile per la vita, quindi di interesse globale, che ha inoltre un forte potere commerciale, basta pensare al mercato delle acque minerali e al settore degli impianti di trattamento dell'acqua potabile.

Basta navigare un po' sul web o guardare la televisione per rendersi conto di quanti siano gli annunci pubblicitari riservati alle acque in bottiglia. Slogan come “Aiuta a eliminare i liquidi in eccesso e le tossine”, “Puliti dentro, belli fuori”, “Ti senti più in forma, più leggera”, “L'acqua che elimina l'acqua”, “L'acqua che ti aiuta a sentirti giovane”, “Le acque della salute”, “L'acqua della bellezza” hanno influenzato molte persone nella scelta degli acquisti, presentando alcune acque come indispensabili per il mantenimento di uno stato di benessere e salute. Le notizie riguardanti la “leggerezza” e “il potere diuretico” di alcune acque minerali non sono false, ma possono ritenersi ingannevoli in quanto alcuni effetti sulla salute umana non sono peculiari di una specifica marca bensì una caratteristica dell'elemento acqua. Qualsiasi acqua idonea all'uso potabile, sia essa minerale naturale o destinata al consumo umano, assunta in giusta quantità è in grado di soddisfare l'idratazione e la termoregolazione, meccanismi necessari all'organismo umano per il mantenimento delle capacità fisiche e cognitive. Analogamente qualsiasi acqua favorisce la diuresi, lo fanno quelle di acquedotto e anche le acque minerali ricche di sali, infatti molti marchi caratterizzati da un'elevata mineralizzazione hanno riportato in etichetta questa caratteristica tra i possibili effetti salutari.

Un altro luogo comune alimentato dalla pressione mediatica riguarda il contenuto di sodio delle acque in bottiglia. Tanti marchi evidenziano in etichetta e attraverso le pubblicità il ridotto contenuto di questo ione nell'acqua, anche utilizzando unità di misura *ad hoc* per farne sembrare ancora più modesta la concentrazione. È evidente che per chi ha poca dimestichezza con i numeri, a una cifra preceduta da tanti zeri viene naturale associare un qualcosa di molto piccolo, di esiguo; così in certe etichette le concentrazioni vengono astutamente espresse in g/L o in percentuale ($2 \text{ mg/L} = 0,002 \text{ g/L} = 0,0002\%$). Al consumatore viene fatto passare il messaggio che il sodio nell'acqua dovrebbe essere presente il meno possibile perché causa di ipertensione e ritenzione

idrica, in realtà si tratta di un elemento essenziale per la buona funzionalità dell'organismo, la cui dose giornaliera stabilita dai Livelli di Assunzione di Riferimento di Nutrienti e Energia per la popolazione italiana (1) è di 1500-2000 mg e la cui frazione assunta attraverso l'acqua è generalmente centinaia o migliaia di volte inferiore rispetto a quella dovuta all'alimentazione.

False credenze riguardano anche il calcio e il magnesio, elementi che costituiscono la "durezza" dell'acqua e per questo associati spesso all'insorgenza dei calcoli renali. Questi ioni sono di fondamentale importanza per l'organismo umano, intervengono nella costituzione del tessuto osseo e contribuiscono anche alla preservazione dell'apparato cardio e cerebro vascolare. Per il soggetto sano non esistono controindicazioni legate ad una dieta ricca di calcio e magnesio e non è stata dimostrata alcuna correlazione tra acque dure e insorgenza di calcoli, viceversa in ambito tecnologico i problemi causati dall'utilizzo di acque calcaree ne richiede in molti casi l'addolcimento.

Su molte etichette di acque minerali straniere, o comunque dedicate al mercato estero, sono riportate informazioni ingannevoli, come l'assenza di grassi, zuccheri, colesterolo, calorie, vitamine, glutine o l'idoneità per una dieta vegana. Queste indicazioni sono da ritenersi del tutto inutili per quanto riguarda la caratterizzazione dell'acqua e nello stesso tempo fuorvianti perché evidenziano caratteristiche del tutto ovvie e comuni a qualsiasi acqua.

Secondo i sostenitori della dieta alcalina (2), l'assunzione di cibi e bevande alcalini produrrebbe un aumento del pH del sangue, rendendo l'individuo più resistente all'attacco di batteri e virus, garantendo una maggior "efficienza energetica" e un migliore stato di salute, anche attraverso la prevenzione e la cura di malattie. In realtà l'assunzione di cibi o bevande non può variare il pH del sangue perché il sistema tampone del nostro organismo, attivato dall'apparato respiratorio e quello urinario, entra immediatamente in azione per mantenere il pH ematico praticamente costante nell'intorno di 7,4. Molti di coloro che credono nell'utilità di un regime dietetico "alcalino" si affidano anche agli ionizzatori d'acqua, costose apparecchiature alimentate con l'acqua di rete che sono in grado di erogare acqua con diversi valori di pH (da altamente acida ad altamente alcalina). In questi apparecchi l'acqua in ingresso viene sottoposta all'azione sequenziale di più trattamenti di filtrazione, per entrare infine nella cella elettrolitica con la conseguente formazione dei due flussi: anodico (acqua acida) e catodico (acqua basica o alcalina). Il flusso acido, che va allo scarto, è costituito dai principali anioni presenti nell'acqua (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-), controbilanciati dagli ioni H^+ , mentre il flusso alcalino, che va all'utilizzo, è costituito dai principali cationi (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), controbilanciati dagli ioni OH^- . In realtà non c'è alcun motivo per preferire il consumo di un'acqua alcalina così artificialmente prodotta rispetto ad una tradizionale acqua di rubinetto e non esistono prove scientifiche a sostegno del potere di prevenzione o guarigione di malattie per una tale acqua. L'Autorità Garante della Concorrenza e del Mercato è perciò intervenuta in più casi nei confronti delle informazioni, considerate non veritiere e ingannevoli, diffuse da alcuni produttori rispetto a questo tipo di apparecchiature; inoltre, secondo l'Associazione Italiana Ricerca Cancro, gli studi che sostengono un nesso tra dieta alcalina e benefici per la salute sono basati su correlazioni che non hanno un nesso di causa e effetto, ribadendone l'infondatezza dal punto di vista scientifico.

In tempi recenti sono apparse sul mercato apparecchiature in grado di produrre acqua all'idrogeno molecolare, proposta anche come "acqua biatomica". Questi dispositivi sono forniti di un sistema di filtrazione e di un "generatore di idrogeno" (es. sfruttando la reazione con un elemento di magnesio), attraverso il quale l'acqua viene arricchita di idrogeno molecolare in concentrazioni di circa 1 mg/L. Secondo i produttori l'acqua così trattata acquisirebbe particolari caratteristiche e consentirebbe di: aumentare i livelli di antiossidanti, favorire l'incremento di energia, neutralizzare i radicali liberi e ridurre lo stress ossidativo, qualità che la renderebbero migliore e preferibile alla tradizionale acqua potabile. Anche in questo caso però non esistono

evidenze scientifiche a sostegno dei presunti benefici che l'organismo umano avrebbe dall'ingestione di un'acqua arricchita con una modestissima concentrazione di idrogeno (3).

Esistono in commercio anche acque addizionate in ossigeno, sia minerali naturali sia microfiltrate, il cui consumo regolare consentirebbe, secondo i produttori, di migliorare le proprie prestazioni fisiche e mentali. Le acque in oggetto sono arricchite con ossigeno sino a concentrazioni di 150 mg/L per cui, nell'ipotesi di berne 2,5 L, l'apporto giornaliero di ossigeno sarebbe al più di 375 mg. Con la respirazione, invece, facendo un semplice calcolo sull'aria che mediamente viene ventilata nell'arco della giornata, si ottiene che nei polmoni circolano circa 2,6 kg di ossigeno, ovvero circa 7000 volte il contributo che si avrebbe per ingestione! L'ossigeno disciolto nell'acqua che beviamo è, quindi, irrilevante per il nostro benessere e i presunti effetti fisiologici che deriverebbero dal consumo di queste acque vanno intesi come un ottimo slogan commerciale per giustificare la vendita.

Tra le bufale sul trattamento dell'acqua, la più incredibile riguarda la “vitalizzazione” o “informatizzazione”, un processo grazie al quale la comune acqua potabile acquisirebbe caratteristiche speciali, con effetti benefici per chi la utilizza: persone, piante e animali. Un settore, quello delle tecnologie non convenzionali per il trattamento delle acque, che è un vero e proprio *far west*, dove i vari produttori anziché fornire evidenze attendibili si concentrano su improbabili teorie e dove termini come “energia”, “campo”, “risonanza”, “frequenze”, che hanno un preciso significato in fisica, vengono utilizzati in maniera impropria e privati di senso scientifico. Il processo di vitalizzazione può essere definito una tecnica non convenzionale per almeno un paio di ragioni: non è assimilabile a nessuna tra le tecnologie riconosciute per la potabilizzazione o l'affinamento delle acque e si basa su principi non riconosciuti dalla scienza ufficiale. In questi impianti sono presenti piccole camere contenenti “acqua d'informazione”, che sarebbe in grado di trasmettere particolari caratteristiche all'acqua comune consentendone la rivitalizzazione. In nessun modo viene però spiegato dai produttori in cosa consista l'acqua di informazione e come la stessa possa influenzare l'acqua comune. Ma quello che più conta è la mancanza di evidenze. Queste tecnologie non convenzionali sono anche in palese contrasto con alcuni punti del DM 25/2012, secondo il quale le apparecchiature di trattamento debbano garantire gli effetti dichiarati nel tempo stabilito e che l'informazione completa sugli effetti dei trattamenti sia adeguatamente fornita al consumatore.

Alcune proposte commerciali possono far sorridere, invece è molto importante non sottovalutare il mercato delle tecnologie non convenzionali perché ogni apparecchio di questo tipo che viene installato toglie spazio a un trattamento di provata efficacia.

Tra le varie teorie di riferimento per i produttori dei vitalizzatori d'acqua, le più citate sono la “risonanza positiva” e “l'effetto memoria”. A dimostrazione del fenomeno della risonanza positiva Masaru Emoto ha pubblicato diversi libri contenenti un grande numero di fotografie di cristalli d'acqua che assumerebbero forme e colori differenti a seconda dell'esposizione a messaggi (parole o scritte), positivi o negativi. Secondo questa teoria gli stati emozionali sarebbero in grado di influenzare la cristallizzazione e la qualità dell'acqua, un fenomeno che non può essere riprodotto da nessun laboratorio visto che tutte le caratteristiche (chimiche, fisiche, microbiologiche e organolettiche) dell'acqua così trattata rimangono assolutamente invariate.

Su questo principio si basa la Bottiglia Flaska, che viene venduta in molte erboristerie e naturalmente online. Si tratta di una normalissima bottiglia in vetro che, secondo quanto affermato dal produttore, ha impresso un programma vibrazionale contenente diversi tipi di informazioni che sono trasferite all'acqua ivi contenuta.

Anche il generatore di vortici Devajal sfrutta il principio della risonanza positiva. Si tratta di un piccolo raccordo in plastica, munito di doppia filettatura alle cui estremità sono avvitate due bottiglie, studiato per “dinamizzare” l'acqua facendola passare da una bottiglia a un'altra.

Sull'oggetto sono incise, in varie lingue, parole come "amore" e "gratitudine", che avrebbero un effetto positivo sull'acqua secondo le ricerche di Masaru Emoto (4).

Alcuni studi effettuati negli anni '80 del secolo scorso da un team di ricercatori capitanati dal medico J. Benveniste (pubblicati sulla rivista *Nature*, poi smentiti dalla stessa e mai più riabilitati dal mondo accademico) (5), sono assunti ancora oggi come prova sperimentale della "memoria dell'acqua" e sfruttati commercialmente a sostegno dell'omeopatia e dei vitalizzatori d'acqua. Di fatto quella della memoria dell'acqua è una teoria suggestiva che nessuno, dopo l'abbaglio di J. Benveniste, è mai riuscito a dimostrare in maniera controllata.

Per chi lavora nel mondo del trattamento dell'acqua è da anni ben nota la truffa dell'elettrolisi, una tecnica di vendita improntata a screditare la qualità dell'acqua di rete messa a confronto in un test di elettrolisi con l'acqua osmotizzata. Lo strumento utilizzato per questa prova è il precipitatore elettrolitico, un piccolo dispositivo munito di un elettrodo in ferro che, al passaggio della corrente in acqua, si ossida formando un precipitato colorato. La truffa consiste nel far credere che tali depositi sono dovuti alla presenza di inquinanti nell'acqua del rubinetto, mentre la vera causa è la corrosione dell'anodo in ferro, fenomeno che non avviene con l'acqua osmotizzata (non miscelata) in quanto, poverissima di sali, non conduce la corrente. Sullo stesso principio si basa Aqua Detox, presentato come un trattamento bioenergetico che si avvale dell'elettrolisi per stimolare i processi di autolisintossicazione dell'organismo. La macchina consiste in una piccola vasca, simile a quella per i normali pediluvi, nella quale sono presenti anche due elettrodi. Il dispositivo consentirebbe di avviare un processo di disintossicazione dell'organismo, reso evidente dall'alterata colorazione dell'acqua dal giallo al verde, al marrone e persino al nero. In realtà non avviene nessun trattamento bioenergetico e nessuna liberazione di tossine, la colorazione dell'acqua è dovuta all'ossidazione degli elettrodi causata dall'azione dell'acqua salmastra. Infatti, se l'apparecchio viene attivato senza il sale l'acqua non cambia colore e se si aggiunge il sale, ma non vengono immersi i piedi, l'acqua si colora ugualmente. Questa bufala, consigliata anche da alcuni medici con la promessa di benefici per la salute, è disponibile sul mercato al prezzo di alcune migliaia di euro.

In tempi recenti è stata messa in atto da alcune aziende del settore trattamento acqua un'altra pratica commerciale scorretta, ovvero la vendita (anche presso le farmacie) di impianti contrassegnati dal logo del Ministero della Salute con la promessa di poter usufruire dello sgravio fiscale dell'80% previsto per i dispositivi medici. Va precisato che le apparecchiature per il trattamento dell'acqua potabile sono disciplinate dal DM 25/2012 (6) e non possono essere commercializzate come dispositivi medici, quindi apporre il logo del Ministero e il marchio CE sulle confezioni e sul materiale pubblicitario di tali apparecchiature, nonché il richiamo alla possibilità di sgravio fiscale sono da considerarsi pratiche erranee e ingannevoli.

Gli unici dispositivi di trattamento dell'acqua che possono godere di sgravi fiscali sono quelle apparecchiature (es. gli addolcitori) che, installate nell'ambito di una ristrutturazione impiantistica più complessa, possono rientrare in "pacchetti di efficientamento energetico" dell'immobile. Qualunque affermazione che si discosta da quanto sopra rappresenta, pertanto, una dichiarazione ingannevole e illecita al fine di indurre a un acquisto con la promessa di vantaggi che non potranno essere mantenuti.

Come difendersi quindi dalle *fake news*? L'unica strada percorribile è quella di risalire alle fonti per verificare l'informazione, anche se ciò può richiedere tempo e competenze che spesso non si hanno. Smascherare una bufala può essere molto difficile, ma la verità costa fatica e non è alla portata di un semplice *click*.

Bibliografia

1. Società Italiana di Nutrizione Umana. *LARN: Livelli di Assunzione di Riferimento di Nutrienti e Energia per la popolazione italiana*. Milano: SINU; 2012.
2. Lomazzi G. *Dieta alcalina: la salute a tavola*. Firenze: Terra Nuova Edizioni; 2015.
3. Temporelli G. Analogie e differenze tecnico-commerciali tra acqua alcalina e acqua all'idrogeno molecolare. *L'Ambiente* 2017;1:6-9.
4. Emoto M. *Il miracolo dell'acqua*. Piacenza: Edizioni Il Punto d'Incontro; 2007.
5. Dayenas E, Beauvais F, Amara J, Oberbaum M, Robinzon B, Miadonna A, Tedeschit A, Pomeranz B., Fortner P, Belon P, Sainte-Laudy J, Poitevin B, Benveniste J. Human basophil degranulation triggered by very dilute antiserum against IgE. *Nature* 1988;333(6176): 816-8.
6. Italia. DM 7 febbraio 2012, n. 25. Disposizioni tecniche concernenti apparecchiature finalizzate al trattamento dell'acqua destinata al consumo umano. *Gazzetta Ufficiale Serie Generale* n.69, 22 marzo 2012.

GHIACCIO E QUALITÀ DELL'ACQUA: UN DIBATTITO APERTO

Giuseppina Caggiano (a), Umberto Moscato (b), Maria Teresa Montagna (a)

(a) Dipartimento di Scienze Biomediche e Oncologia Umana - Sezione Igiene, Università degli Studi di Bari "Aldo Moro", Bari

(b) Dipartimento Scienze della salute della donna, del bambino e di sanità pubblica- Sezione Igiene e Medicina del Lavoro, Fondazione Policlinico Agostino Gemelli IRCCS, Roma

Il ghiaccio rappresenta la fase solida dell'acqua ottenuto a pressione atmosferica standard (101 325 Pa) e temperatura $\leq 0^{\circ}\text{C}$. Il "ghiaccio alimentare" è definito come ghiaccio preparato con acqua potabile, portata a temperature pari o inferiori a 0°C , e che alla fusione si trasforma in acqua avente gli stessi requisiti previsti nel DL.vo del 2 febbraio 2001, n. 31 (1-2).

Il ghiaccio, utilizzato come refrigerante o come ingrediente è da considerarsi a tutti gli effetti un alimento, sostanza o prodotto trasformato, parzialmente trasformato o non trasformato, destinato ad essere ingerito. Deve, pertanto, rispondere ai requisiti della legislazione alimentare contenuti nel Regolamento (CE) 852/2004, che promuove l'osservanza delle disposizioni attraverso l'applicazione del Sistema HACCP (*Hazard Analysis Critical Control Point*) (3).

Nel corso degli ultimi anni, l'impiego del ghiaccio in campo alimentare è progressivamente aumentato in tutto il mondo. Fra i Paesi Europei, la Spagna ha il più elevato consumo di ghiaccio con oltre 400.000 tonnellate/anno di cui il 50% è autoprodotta, l'altro 50% è prodotto e confezionato in stabilimenti di produzione. In Italia si stima un consumo/anno pari a 58.000 tonnellate nei bar diurni e 25.000 tonnellate nei ristoranti, di cui il 60% consumato tra giugno e settembre. Si prevede che nei prossimi anni il consumo superi complessivamente 500.000 tonnellate/anno (4).

A fronte dei numerosi benefici conferiti dall'uso di ghiaccio alimentare, dati di letteratura nazionale e internazionale dimostrano come esso possa risultare inquinato, oltre che da diversi microrganismi di natura batterica e micotica, da varie sostanze chimiche e fisiche (5-6):

- Sostanze inorganiche tossiche (come ioni di metalli pesanti tipo arsenico, cromo, mercurio, cadmio, piombo, rame, alluminio, nichel, ecc..) generati essenzialmente dai reflui industriali o dall'uso indiscriminato di fitofarmaci che, penetrando attraverso il suolo, possono inquinare sia acque superficiali che, ormai, profonde.
- Sostanze inorganiche nocive, tra cui fosfati e composti azotati prodotti dall'industria dei fertilizzanti e utilizzati in ambito agricolo e nelle coltivazioni.
- Composti organici tossici, compresi gli idrocarburi policiclici aromatici, i derivati benzenici, i solventi organici, i disinfestanti e insetticidi di derivazione industriale e impiego agricolo e civile.
- Tensioattivi, come il sodio lauril solfato e il benzalconio cloruro, utilizzati come solventi di processi industriali, nella detersione civile e nelle vernici.

Per quanto riguarda la contaminazione microbica, dal ghiaccio alimentare, in Italia, sono stati isolati batteri appartenenti alla famiglia delle *Enterobacteriaceae*, Enterococchi e miceti, in particolare funghi filamentosi (7-9); in Grecia, è stata rilevata la presenza di Coliformi totali e fecali, spore di *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Yersinia* spp. e *Salmonella* spp. (10-11); in Malaysia, il ghiaccio è risultato contaminato da Coliformi fecali (12); in Australia un'epidemia da *Salmonella saintpaul* è stata associata al ghiaccio presente nelle bevande servite durante una festa (13); in Vietnam, sono stati isolati *Pseudomonas* spp., *Acinetobacter* spp., *Stenotrophomonas maltophilia*,

ceppi multiresistenti agli antibiotici come *E. coli* ESLB (*Extended-Spectrum-Beta-Lactamase*) (14). Inoltre sono stati documentati casi di colera sostenuti da *Vibrio cholerae* O1 *Ogawa ctxA* correlati al ghiaccio utilizzato nel tè (15) e un'epidemia da *Norwalk-like* virus in Puerto Rico verificatasi tra il 1986 e il 1988 con circa 5.000 casi, dovuta al consumo di ghiaccio prodotto da acqua contaminata a causa di sistemi di filtrazione e clorazione insufficienti (16).

Le cause della contaminazione del ghiaccio possono essere molteplici (Figura 1):

- assente o insufficiente trattamento dell'acqua destinata alla produzione di ghiaccio;
- produzione del ghiaccio in celle frigorifere non adeguatamente ventilate/filtrate e sanificate;
- manipolazione ghiaccio in modo inadeguato;
- insufficiente attenzione al sistema haccp nei processi di produzione;
- inadeguato trasporto e conservazione del ghiaccio in contenitori non sigillati.

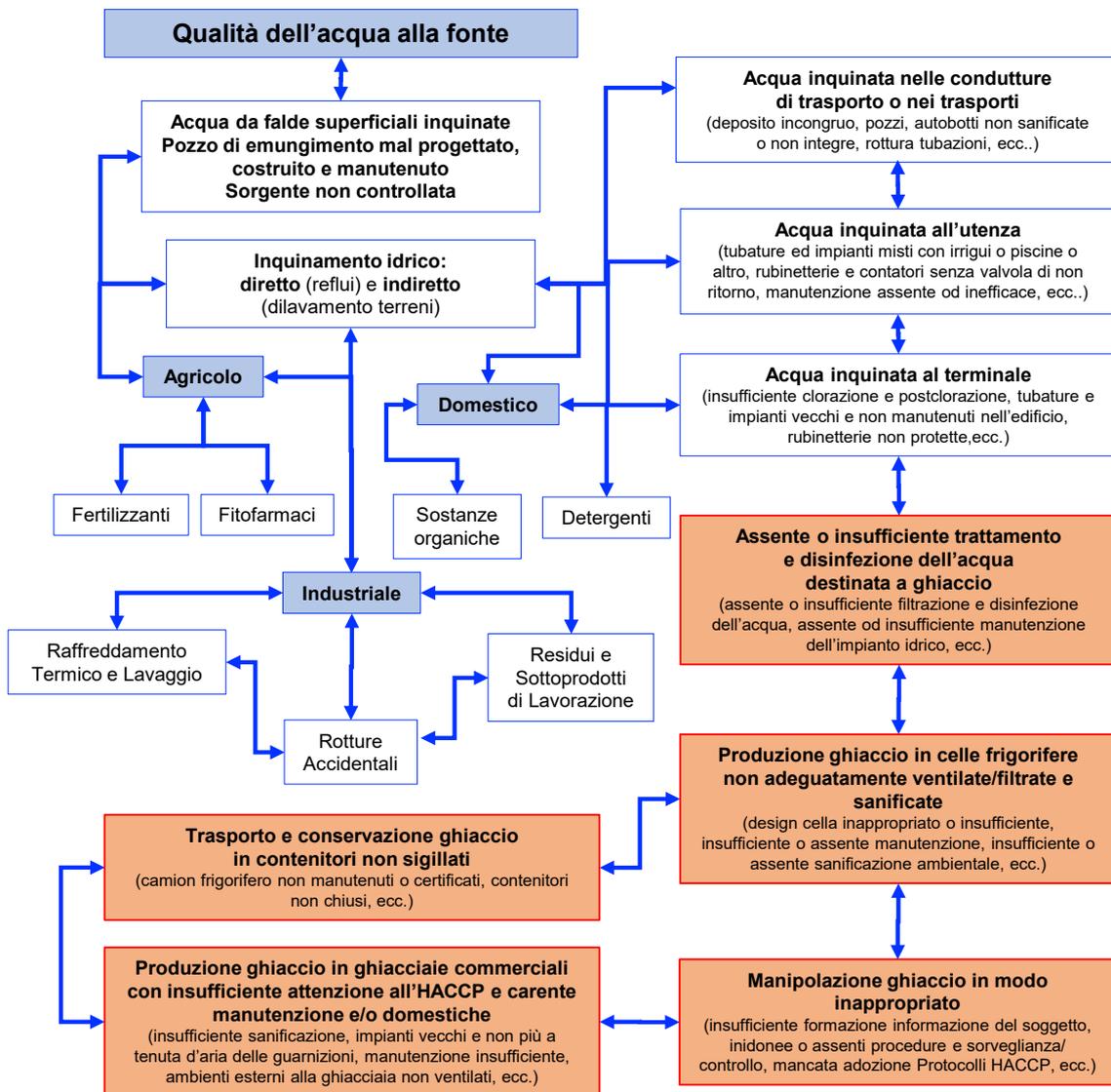


Figura 1. Schema logico riferito alle possibili cause di contaminazione del ghiaccio alimentare

La scarsa o insufficiente qualità dell'acqua e degli impianti utilizzati, piani e ambienti di lavoro non idoneamente sanificati, macchine del ghiaccio non sufficientemente igienizzate, scarsa manutenzione dei sistemi di impianto, insufficiente attenzione ai principi dell'HACCP o al manuale di buona prassi igienica per la produzione, trattamento, conservazione e utilizzo del ghiaccio, rappresentano altrettante fonti di rischio e pericolo per la salute umana e animale, soprattutto se si considera il recente concetto *One Health* che riconosce come la salute degli esseri umani sia legata alla salute degli animali e dell'ambiente (17-20).

Se il ghiaccio prodotto a livello della singola utenza domestica o pubblica può rappresentare un problema, potendo essere all'origine anche di epidemie da *Mycobacterium fortuitum* correlate alle macchine di produzione (21), certamente da non sottovalutare sono quelle situazioni di rischio di più ampia portata per la salute pubblica come le industrie alimentari, per il trattamento e la conservazione di alimenti surgelati, l'industria di allevamento ittico e animale (es. lavorazione del pollame per presenza di *Escherichia coli* ed *Enterobacteriaceae* persino in ghiaccio lavato) (22), gli stabilimenti ortofrutticoli (23-25). Infatti, da oltre dieci anni, in occasione della giornata mondiale della Salute, l'Organizzazione Mondiale della Sanità ha indicato il ghiaccio come uno degli alimenti a più alto rischio di contaminazione biologica. Nel 2015, al fine di controllare il problema della contaminazione del ghiaccio, è stato redatto dall'Istituto Nazionale Ghiaccio Alimentare un "*Manuale di corretta prassi operativa per la produzione di ghiaccio alimentare*", approvato e inserito dal Ministero della Salute tra i Manuali di corretta prassi igienica, dove si sottolineano le caratteristiche igienico-sanitarie da rispettare nella produzione e gestione del ghiaccio ad uso alimentare (2).

È bene evidenziare come il ghiaccio contaminato possa rappresentare un rischio anche nell'ambito di attività assistenziali sanitarie, sia in modo indiretto (come potenziale sorgente di diffusione di batteri e lieviti del genere *Candida*) (26-27), sia in modo diretto, per l'utilizzo di ghiaccio privo di idoneo controllo in pratiche diagnostiche e/o trattamenti palliativi. A tal proposito, si ricorda un'epidemia da *Enterobacter cloacae* a livello della ferita chirurgica durante la cardioplegia cardiaca e si evidenzia come il ghiaccio rientri nelle attuali raccomandazioni per alleviare il dolore derivante da mucositi e candidiasi del cavo orale nei pazienti in trattamento chemioterapico (28-30).

Scopo del nostro studio è verificare la qualità igienico-sanitaria del ghiaccio ad uso alimentare proveniente dalle attività di ristorazione pubblica e collettiva di alcuni Comuni della Regione Puglia, valutandone la conformità rispetto al DL.vo del 2 febbraio 2001, n. 31.

Materiali e metodi

Complessivamente sono stati analizzati 99 campioni di ghiaccio alimentare, prelevati direttamente dal vano di accumulo di macchine del ghiaccio localizzate presso attività di ristorazione pubblica e collettiva. Ciascun campione, pari ad 1 kg di ghiaccio in cubetti, era riposto in buste sterili per alimenti e trasportato in apposito frigo isoteramico alla temperatura controllata di 4°C.

I campioni di ghiaccio, dopo fusione a temperatura ambiente, venivano sottoposti alla valutazione dei parametri obbligatori (Coliformi totali, *Escherichia coli* ed Enterococchi) e di alcuni parametri accessori (*Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa* e Miceti), impiegando il sistema delle membrane filtranti (membrane di cellulosa di 47 mm con pori da 0.45 µm - Millipore, Milano, Italy).

Per la ricerca di *E. coli* e dei batteri coliformi, 100 mL di ghiaccio fuso venivano filtrati e la membrana posta su piastre contenenti *Chomogenic Coliform Agar* (Biolife Italiana srl, Milano,

Italia (31). Dopo incubazione a $36 \pm 2^\circ\text{C}$ for 24 ± 2 h, le colonie blu-viola erano identificate come *E.coli*, quelle rosa salmone ossidasi negative come coliformi.

Per la ricerca di Enterococchi un'aliquota da 100 mL di ghiaccio fuso veniva filtrato, la membrana posta su terreno agar di Slanetz e Bartley (Biolife Italiana srl, Milano, Italia) e incubato a $36 \pm 1^\circ\text{C}$ per 48 h. Quando si sviluppavano colonie di colore rosa-rosso scuro, la membrana veniva trasferita su piastra contenente terreno Bile Esculin Azide agar e incubata a 44°C per 2 h. Le colonie marrone con alone bruno-nero e catalisi positive erano identificate come enterococchi (32).

Per la ricerca di *Pseudomonas aeruginosa*, dopo filtrazione di 250 mL di ghiaccio fuso, la membrana era posta su piastra contenente Pseudosel Agar (Becton Dickinson GmbH - Germany) e incubata a $36^\circ\text{C} \pm 2^\circ\text{C}$ per 48 h; le colonie verdi confermate come colonie di *P. aeruginosa*.

Per la ricerca di *Staphylococcus aureus*, dopo filtrazione di un'aliquota di 250 mL di ghiaccio fuso, la membrana era posta su piastra di terreno selettivo e differenziale Mannital Salt Agar (Biolife Italiana srl, Milano, Italia). Dopo 24 h di incubazione, le colonie gialle con alone giallo che risultavano catalasi e coagulasi positivi erano identificate come *S.aureus*.

Per la ricerca dei miceti, sulla base del DL.vo del 2 febbraio 2002, n.27, quale integrazione al DL.vo del 2 febbraio 2001, n. 31, 100 mL di ghiaccio fuso venivano filtrati e la membrana posta su terreno selettivo Sabouraud dextrose agar con aggiunta di cloramfenicolo (0.5 g/L). Dopo 8 giorni di incubazione, i lieviti erano identificati tramite sistemi semiautomizzati di assimilazione degli zuccheri (gallerie API ID 32 BioMérieux), mentre i funghi filamentosi erano identificati tramite valutazione delle caratteristiche morfologiche macroscopiche e microscopiche secondo i metodi descritti da de Hoog (33).

Risultati

Il 45,4% dei campioni di ghiaccio alimentare è risultato non conforme secondo il DL.vo del 2 febbraio 2001, n. 31 per i parametri obbligatori: Coliformi (82,2%), Enterococchi (40%), *E. coli* (24,4%); tra i parametri aggiuntivi, è stata rilevata la presenza di miceti (95,5%), *P. aeruginosa* (40%), *S. aureus* (8%).

Il rimanente 55,5% dei campioni è risultato conforme per i parametri obbligatori, mentre riguardo i parametri aggiuntivi il 96,2% è risultato positivo per miceti, il 14,5% per *P. aeruginosa* e il 10,9% per *S. aureus*.

Conclusione

I nostri risultati, sebbene preliminari, hanno evidenziato importanti criticità igienico-sanitarie nella distribuzione del ghiaccio ad uso alimentare. A fronte delle evidenze riscontrate e delle auspicabili azioni programmate di controllo, che dovrebbero essere adottate dalle Autorità Competenti, appare opportuno suggerire la necessità di un'approfondita valutazione e applicazione di protocolli e regolamenti per garantire una corretta manutenzione e sanificazione degli impianti di produzione del ghiaccio, oltre che una puntuale informazione e formazione del personale che tratta, produce, conserva e manipola il ghiaccio alimentare.

Bibliografia

1. Italia. Decreto Legislativo 2 febbraio 2001, n. 31. Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano. *Gazzetta Ufficiale* n. 52, 3 marzo 2001 - Supplemento Ordinario n. 41.
2. Istituto Nazionale Ghiaccio Alimentare. *Manuale di corretta prassi operativa per la produzione di ghiaccio alimentare*. Roma: INGA; 2015. Disponibile all'indirizzo: http://www.quadernidellasalute.it/imgs/C_17_pagineAree_1187_listaFile_itemName_0_file.pdf; ultima consultazione 01/10/2020.
3. FAO, WHO. Codex Alimentarius. Hazard Analysis and Critical Control Point (HACCP) system and guidelines for its application – Annex to CAC/RCP 1-1969 (Rev. 4-2003). Roma: FAO e WHO; 1997. Disponibile all'indirizzo: <http://www.fao.org/3/Y1579E/y1579e03.htm#bm3>; ultima consultazione 01/10/2020.
4. INGA, Istituto Nazionale del Ghiaccio Alimentare, ha presentato a Palermo il primo manuale per il “Ghiaccio Sicuro” approvato dal Ministero della salute. *LeNews.info* 04/2006. Disponibile all'indirizzo: <https://www.lenews.info/inga-istituto-nazionale-del-ghiaccio-alimentare-presentato-palermo-primo-manuale-ghiaccio-sicuro/>; ultima consultazione 17/07/2019.
5. Ministero della Salute. *Note informative e raccomandazioni del “Portale Acque”*. Roma: Ministero della Salute; 2014. Disponibile all'indirizzo: <http://www.portaleacque.salute.gov.it/PortaleAcquePubblico/noteInformative.do/>; ultima consultazione 18/08/2019.
6. Teixeira P, Brandão J, Silva S, Novak Babi M, Gunde-Cimerman N, Pires J, Costa S, Valério E. Microbiological and chemical quality of ice used to preserve fish in Lisbon marketplaces. *J Food Safety* 2019; e12641.
7. Gaglio R, Francesca N, Di Gerlando R, Mahony J, De Martino S, Stucchi C, Moschetti G, Settanni L. Enteric bacteria of food ice and their survival in alcoholic beverages and soft drinks. *Food Microbiol* 2017;67:17-22.
8. Francesca N, Gaglio R, Stucchi C, De Martino S, Moschetti G, Settanni L. Yeasts and moulds contaminants of food ice cubes and their survival in different drinks. *J Appl Microbiol* 2018;124(1):188-96.
9. Settanni L, Gaglio R, Stucchi C, De Martino S, Francesca N, Moschetti G. Presence of pathogenic bacteria in ice cubes and evaluation of their survival in different systems. *Ann Microbiol* 2017;67:827–35.
10. Gerokomou V, Voidarou C, Vatopoulos A, Velonakis E, Rozos G, Alexopoulos A, Plessas S, Stavropoulou E, Bezirtzoglou E, Demertzis PG, Akrida-Demertzi K. Physical, chemical and microbiological quality of ice used to cool drinks and foods in Greece and its public health implications. *Anaerobe* 2011;17(6):351-3.
11. Mellou K, Katsioulis A, Potamiti-Komi M, Pournaras S, Kyritsi M, Katsiaflaka A, Kallimania, Kokkinos P, Petinaki E, Sideroglou T, Georgakopoulou T, Vantarakis A and Hadjichristodoulou C. A large waterborne gastroenteritis outbreak in central Greece, March 2012: challenges for the investigation and management. *Epidemiol Infect* 2014;142(1):40–50.
12. Noor Izani NJ, Zulaikha AR, Mohamad Noor MR, Amri MA, Mahat NA. Contamination of faecal coliforms in ice cubes sampled from food outlets in Kubang Kerian, Kelantan. *Trop Biomed* 2012;29(1):71-6.
13. Draper AD, Morton CN, Heath JN, Lim JA, Markey PG. An outbreak of Salmonella Saintpaul gastroenteritis after attending a school camp in the Northern Territory, Australia. *Commun Dis Intell Q Rep* 2017;41(1):E10-E15.

14. Nakayama T, Ha NC, Quoc Le P, Kawahara R, Kumeda Y, Sumimura Y, Yamamoto Y. Consumption of edible ice contaminated with *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, and *Stenotrophomonas* is a risk factor for fecal colonization with extended-spectrum β -lactamase-producing *Escherichia coli* in Vietnam. *J Water Health* 2017;15(5):813-22.
15. Nguyen TV, Pham QD, Do QK, Diep TT, Phan HC, Ho TV. Cholera returns to southern Vietnam in an outbreak associated with consuming unsafe water through iced tea: A matched case-control study. *PLoS Negl Trop Dis* 2017;11(4): e0005490.
16. Levine WC, Stephenson WT, Craun GF. Waterborne Disease Outbreaks, 1986-1988. *J Food Prot* 1991;54(1):71-8.
17. Lateef A, Oloke JK, Gueguim Kana EB and Pacheco E. The Microbiological Quality of Ice Used to Cool Drinks and Foods in Ogbomoso Metropolis, Southwest, Nigeria. *Internet Journal of Food Safety* 2006;8:39-43.
18. Destoumieux-Garzón D, Mavingui P, Boetsch G, Boissier J, Darriet F, Duboz P, Fritsch C, Giraudoux P, Le Roux F, Morand S, Paillard C, Pontier D, Sueur C, Voituron Y. The One Health Concept: 10 Years Old and a Long Road Ahead. *Front Vet Sci* 2018; 5:14.
19. Jalava K, Kauppinen A, Al-Hello H, Räsänen S. An outbreak of norovirus infection caused by ice cubes and a leaking air ventilation valve. *Epidemiol Infect* 2018;3:1-6
20. de Lima M, Melo MC, Monteiro AR. Evaluation of the processing of *Perna perna* mussels: the influence of water quality involved in the cooling operations in the physico-chemical and microbiological characteristics of the product. *J Sci Food Agric* 2013;93(13):3322-9.
21. Labombardi VJ, O'Brien AM, Kislak JW. Pseudo-outbreak of *Mycobacterium fortuitum* due to contaminated ice machines. *Am J Infect Control* 2002;30(3):184-6.
22. Northcutt JK, Smith D. Microbiological and chemical analyses of ice collected from a commercial poultry processing establishment. *Poult Sci* 2010;89(1):145-9.
23. Reij MW, Den Aantrekker ED; ILSI Europe Risk Analysis in Microbiology Task Force. Recontamination as a source of pathogens in processed foods. *Int J Food Microbiol* 2004;91(1):1-11.
24. Hampikyan H, Bingol EB, Cetin O, Colak H. Microbiological quality of ice and ice machines used in food establishments. *J Water Health* 2017;15(3):410-7.
25. Broekaert K, Heyndrickx M, Herman L, Devlieghere F, Vlaemynck G. Seafood quality analysis: Molecular identification of dominant microbiota after ice storage on several general growth media. *Food Microbiol* 2011;28(6):1162-9.
26. Kanwar A, Cadnum JL, Xu D, Jencson AL, Donskey CJ. Hiding in Plain Sight: Contaminated Ice Machines Are a Potential Source for Dissemination of Gram-Negative Bacteria and *Candida* Species in Healthcare Facilities. *Infect Control Hosp Epidemiol* 2018;39(3):253-8.
27. Yorioka K, Oie S, Hayashi K, Kimoto H, Furukawa H. Microbial Contamination of Ice Machines Is Mediated by Activated Charcoal Filtration Systems in a City Hospital. *J Environ Health* 2016;78(10):32-5.
28. Breathnach AS, Riley PA, Shad S, Jownally SM, Law R, Chin PC, Kaufmann ME, Smith EJ. An outbreak of wound infection in cardiac surgery patients caused by *Enterobacter cloacae* arising from cardioplegia ice. *J Hosp Infect* 2006;64(2):124-8.
29. Worthington HV, Clarkson JE. Prevention of oral mucositis and oral candidiasis for patients with cancer treated with chemotherapy: cochrane systematic review. *J Dent Educ* 2002;66(8):903-11.
30. Worthington HV, Clarkson JE, Eden OB. Interventions for preventing oral mucositis for patients with cancer receiving treatment. *Cochrane Database Syst Rev* 2007;(4):CD000978.
31. UNI EN ISO 9308-1. *Qualità dell'acqua - Conta di Escherichia coli e batteri coliformi - Parte 1: Metodo per filtrazione su membrana*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 2017.

32. UNI EN ISO 7899-2: *Qualità dell'acqua - Ricerca ed enumerazione di enterococchi intestinali - Metodo di filtrazione su membrana*. Milano: Ente Nazionale Italiano di Unificazione; 2003.
33. De Hoog GS, Guarro J, Gené J, Figueras MJ. *Atlas of Clinical Fungi*. The Netherlands: Centraalbureau voor Schimmelcultures (CBS); 2009.

ESPERIENZE DEI PIANI DI SICUREZZA DELL'ACQUA: LEZIONI APPRESE

Valentina Fuscoletti, Federica Nigro Di Gregorio
Dipartimento Ambiente e Salute, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Nel 2004 l'Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO) ha introdotto per la prima volta i *Water Safety Plan* (WSP) (Piani di Sicurezza dell'Acqua, PSA), quale strumento più efficace per assicurare la fornitura di acqua potabile sicura e pulita. A 15 anni dalla loro introduzione, la WHO rileva che 93 paesi nel mondo hanno avviato l'implementazione dei PSA e che in 46 di questi esiste una regolamentazione e/o una legislazione cogente in materia (1). I dati relativi alla diffusione a livello mondiale dei PSA confermano i numerosi benefici connessi alla loro implementazione nei sistemi idro-potabili (2-6). Dall'analisi dei diversi contesti valutati, si evidenzia, tuttavia, che l'impatto e l'efficacia dei PSA non sono gli stessi per tutti i sistemi idrici. A supporto dei programmi di sviluppo e implementazione dei PSA, sono necessarie strategie mirate ad aumentare l'efficacia, l'impatto e la sostenibilità del nuovo approccio di analisi di rischio integrata. In particolare, la WHO sottolinea la necessità di focalizzare l'attenzione non solo sulle fasi del PSA dedicate all'analisi di rischio, ma di enfatizzare maggiormente anche i diversi elementi che costituiscono le fasi conclusive dell'implementazione di un PSA (procedure di gestione, monitoraggio operativo e verifica e revisione del PSA), che garantiscono il ruolo operativo e gestionale dei piani, rendendoli un impegno a lungo termine caratterizzato da una natura ciclica e iterativa. Questi aspetti, del resto, semplificano l'integrazione fra le operazioni di routine già in atto nei diversi sistemi di gestione idrica, del più ampio approccio analitico dei PSA, garantendone l'efficacia e la sostenibilità nel tempo.

Per garantire che gli esiti dell'applicazione di un PSA siano realmente uno strumento utile e di supporto per un gestore idro-potabile, è necessario affiancare alla corretta applicazione dei principi di analisi di rischio la forte e reale convinzione da parte del gestore idrico dell'utilità dell'approccio. In questo modo sarà assicurato il giusto supporto nel processo di sviluppo e implementazione (ottenibile con lo sviluppo di strategie mirate, che enfatizzino gli aspetti pratici dei PSA).

In Europa, l'introduzione nel settore delle acque potabili di un approccio basato sul rischio è iniziata nel 2015, con l'emanazione della Direttiva (UE) 2015/1787, modificante gli allegati II e III della Direttiva 98/83/CE concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano. L'Italia, ha recepito le modifiche alla direttiva comunitaria con l'emanazione del DM 14 giugno 2017 che, anticipando quelli che sarebbero stati gli orientamenti della politica europea in materia di acque, ha introdotto l'obbligo di implementazione dei Piani di Sicurezza dell'Acqua per i gestori idrici. Nel febbraio 2018, la Commissione Europea ha emanato una proposta di rifusione della direttiva sulla qualità delle acque destinate al consumo umano che, pur mantenendo l'impianto della direttiva del 2015, si estende ben al di là dell'obiettivo di ridefinire modalità e frequenze delle campagne di monitoraggio. La proposta di rifusione della direttiva (7) dedica quattro articoli (artt.7-10) alla definizione dell'approccio basato sul rischio. Gli elementi dell'approccio *risk-based* consistono in:

- valutazione dei pericoli associati al corpo idrico utilizzato per la captazione delle acque da destinare al consumo umano, assicurata dallo Stato Membro nell'ambito del distretto idrografico;
- obbligo per i gestori idrici di elaborare e implementare la valutazione e gestione dei rischi prioritari sull'intero sistema idro-potabile;

- valutazione da parte dello Stato Membro dei possibili rischi derivanti dai sistemi di distribuzione domestica (rete interna agli edifici).

La principale novità introdotta, che risulta di fondamentale importanza ai fini della corretta implementazione dei PSA, è l'introduzione di prescrizioni in termini di condivisione bidirezionale dei dati di analisi di rischio e monitoraggio tra i gestori idro-potabili e le autorità competenti. Molti degli elementi da prendere in esame, ai fini di una valutazione del rischio esaustiva all'interno del distretto idrografico, sono già oggetto di specifiche prescrizioni normative (8) (Tabella 1).

Tabella 1. Alcuni elementi da considerare per l'analisi di rischio all'interno del distretto idrografico: elenco non esaustivo per corpi idrici utilizzati per la captazione delle acque destinate al consumo umano.

| Valutazione | | Riferimenti normativi | |
|----------------|---|---|--|
| Macro-elemento | Elementi specifici | UE | Italia |
| 1 | Identificazione e mappatura del territorio di rilevanza | | |
| | Mappatura delle zone di salvaguardia | [1], art. 7(3) | [2], art. 94 |
| 2 | Uso del suolo, deflusso e processi di ricarica nei bacini di raccolta | | |
| | Identificazione dei pericoli e degli eventi pericolosi e valutazione del rischio per la qualità delle acque destinate al consumo umano o per il deterioramento della qualità delle acque, considerando il livello di trattamento di potabilizzazione utilizzato | [1], art. 5 e all. II (1.4-1.5 e 2.3-2.5) | [2], art. 118 e all. III alla Parte Terza |
| 3 | Parametri elencati nella Dir 98/83/CE o definiti dallo Stato Membro (SM) per le stesse acque. | | |
| | Inquinanti delle acque sotterranee definiti a livello di UE e inquinanti e indicatori di inquinamento per i quali sono stati stabiliti valori soglia dagli SM | [3], all. I e II | [4], all. III [2], all. I alla Parte Terza |
| | Sostanze prioritarie e altri possibili inquinanti | [5] [6] | [7] [8] |
| | Inquinanti specifici del distretto idrografico stabiliti dagli SM | [1] | [2] |
| | Altri inquinanti rilevanti per le acque destinate al consumo umano, stabiliti dalla CE o su base nazionale tenendo conto dei risultati del punto 2 | [9] | [10] |
| | Sostanze naturalmente presenti nell'acquifero che possono costituire un pericolo per la salute umana attraverso l'acqua destinata al consumo umano | | |

[1] Dir 2000/60/CE

[2] DL.vo 152/2006 e s.m.i.

[3] Dir 2006/118/CE

[4] DL.vo 16 marzo 2009, n. 30

[5] Dir 2008/105/CE

[6] Dir 2013/39/UE

[7] DL.vo 10 dicembre 2010, n. 219

[8] DL.vo 13 ottobre 2015, n. 172

[9] Dir 98/83/CE (testo in rifusione)

[10] DL.vo 31/2001 e s.m.i.

Fra queste, l'analisi dell'impatto delle fonti di pressione antropica rappresenta uno degli elementi sfidanti che già oggi, nell'ambito delle prime esperienze di implementazione dei PSA in Italia, i gestori idropotabili stanno cercando di sistematizzare per assicurare la ricerca sito-specifica, supportata da evidenze, di elementi di pericolo non ricercati nell'ambito dei monitoraggi previsti dalla normativa vigente. L'analisi deve prevedere la definizione dell'area critica, l'identificazione delle fonti di pressione antropica attraverso la valutazione di tutti gli elementi di conoscenza messi a disposizione del team di PSA, la definizione di liste di composti chimici da classificare in ordine di priorità, la ricerca nelle acque destinate alla produzione di acqua potabile dei composti precedentemente selezionati e, sulla base dei risultati analitici, la rivalutazione dei potenziali rischi correlati.

A 5 anni dall'emanazione in Italia delle prime linee guida nazionali per l'implementazione dei PSA (9), le esperienze di applicazione da parte di molti dei principali gestori idrici sono diventate tali e tante da interessare la quasi totalità delle regioni italiane (Figura 1).



Figura 1 Distribuzione sul territorio nazionale dei PSA implementati, o in fase di avvio, in diverse condizioni iniziali

Gli esiti dell'applicazione dei PSA in Italia, in condizioni ordinarie e su iniziativa del gestore idro-potabile o in particolari circostanze legate a emergenze idropotabili, confermano sostanzialmente i benefici connessi alla loro applicazione. In particolare, tra i principali punti di forza emergono:

- La cooperazione e comunicazione tra i vari enti partecipanti al *team* del PSA. Per ottenere tali caratteristiche, risultano fondamentali la multidisciplinarietà che caratterizza il *team*, un elevato livello di comunicazione interna e, fra tutti, il rafforzamento del rapporto di fiducia e collaborazione reciproca fra il gestore, gli enti di controllo e le istituzioni.
- La condivisione di documentazione e di dati attraverso l'uso di una piattaforma *cloud* sicura e correttamente amministrata. Tale meccanismo di condivisione permette lo scambio bidirezionale di conoscenze, l'aggiornamento periodico dei dati e la loro valutazione integrata da parte dei vari esperti coinvolti al tavolo di lavoro.
- La flessibilità, che permette l'applicazione dei PSA da parte di uno stesso gestore idrico in sistemi completamente differenti per tipologia di risorsa idrica, estensione e complessità della filiera.
- Gli esiti inattesi dell'analisi di rischio: in alcuni contesti, nei quali i PSA sono stati applicati come misura di gestionale a seguito di particolari emergenze idropotabili, l'analisi di rischio estesa all'intera filiera ha portato alla luce eventi pericolosi e pericoli trascurati o poco evidenti.

Tra le principali difficoltà incontrate, il cambiamento culturale richiesto ai membri del *team* per la corretta comprensione dell'approccio, dei ruoli e delle responsabilità, che può costituire un freno alla prima fase di costituzione dei team e un ostacolo per il rispetto delle tempistiche.

Aspetti tecnici rilevanti, cui dedicare la massima attenzione ai fini dell'applicazione si sono rivelati la scelta dei sistemi idrici e l'identificazione delle zone di approvvigionamento "pilota", cui applicare i primi PSA da parte di un gestore idrico.

La fase centrale dei PSA, costituita dalla valutazione dei rischi, richiede la familiarizzazione con la terminologia specifica in materia di analisi di rischio e l'adozione di criteri condivisi per l'attribuzione dei corretti valori ai fattori di calcolo del rischio preliminare e del rischio residuo.

In conclusione, anche se l'applicazione dell'approccio PSA è risultata un'attività molto impegnativa per i gestori e gli altri esperti del team PSA richiedendo tra l'altro una formazione specifica, ad oggi i risultati conseguiti su tutto il territorio nazionale, permettono di affermare che questo nuovo approccio di analisi di rischio garantisce di agire in prevenzione anticipando le emergenze e garantendo la sicurezza e la resilienza dei sistemi di produzione e distribuzione idropotabili nel tempo.

Bibliografia

1. WHO, IWA. *Global status report on water safety plans: A review of proactive risk assessment and risk management practices to ensure the safety of drinking-water*. Geneva: World Health Organization and London: International Water Association; 2017.
2. Gunnarsdóttir MJ, Gissurarson LR. HACCP and water safety plans in Icelandic water supply: Preliminary evaluation of experience. *J Water Health* 2008; 6:377-82.
3. Byleveld P, Leask S, Jarvis L, Wall K, Henderson W, Tickell J. Safe drinking water in regional NSW, Australia. *Public Health Res Pract* 2016;26(2):e2621615.
4. Setty KE, Kayser GL, Bowling M, Enault J, Loret JF, Serra CP, Alonso JM, Mateu AP, Bartram J. Water quality, compliance, and health outcomes among utilities implementing Water Safety Plans in France and Spain. *Int J Hyg Environ Health* 2017;220, 513-30.

5. Kumpel K, Delaire C, Peletz R, Kisiangani J, Rinehold A, De France J, Sutherland D. and Khush R. Measuring the impacts of Water Safety Plans in the Asia-Pacific Region. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2018;15(6):1223.
6. WHO, IWA. *Strengthening operations and maintenance through water safety planning: A collection of case studies*. Geneva: World Health Organization and London: International Water Association; 2018.
7. Consiglio dell'Unione europea. *Proposta di direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione) – Orientamento generale. REV 1*. Bruxelles: Consiglio dell'Unione europea; 2019. (6876/1/19 REV 1).
8. Lucentini L, Rossi P, Scopelliti M. Water safety plan, esperienze e prospettive. *Ecoscienza* 2019;2.
9. Lucentini L, Achene L, Fuscoletti V, Nigro Di Gregorio F, Pettine P (Ed.). *Linee guida per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei Water Safety Plans*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2014. (Rapporti ISTISAN 14/21).

ACQUA E SALUTE: ATTUALITÀ E PROSPETTIVE IN CHIAVE NAZIONALE ED EUROPEA

Pasqualino Rossi

Direzione Generale Prevenzione Sanitaria, Ministero della Salute, Roma

Nell'ambito dell'obiettivo 6 ("Acqua e servizio igienico-sanitari") di sviluppo sostenibile dell'agenda 2030 dell'Organizzazione delle Nazioni Unite (ONU), diverse attività tecnico-scientifiche e normative a livello europeo e nazionale sono state di recente poste in essere dalle Autorità sanitarie centrali e declinate nei contesti regionali e territoriali. Particolare considerazione è rivolta alle sfide ambientali e climatiche che stanno sempre più impattando sulle risorse idriche e sul ciclo idrico integrato con potenziali pericoli sanitari. L'approccio seguito è allineato alle indicazioni di recente elaborate in sede di Organizzazione Mondiale della Sanità (*World Health Organization*, WHO) e ONU, secondo cui il diritto fondamentale all'acqua sicura e ai servizi igienico-sanitari, che presiede alla prevenzione sanitaria correlata a ogni utilizzo dell'acqua, si fonda sulla responsabilità di tutti gli attori coinvolti. Quest'ultima va determinata su tre diversi piani: responsabilità e standard di prestazioni chiare, definite per tutti i soggetti responsabili nella fornitura dei servizi idrici e igienico-sanitari e del loro controllo, trasparenza in merito alle loro azioni, controllo delle *performance* dei diversi soggetti ai requisiti stabiliti.

Negli anni recenti si stanno sviluppando diversi progressi nelle conoscenze tecnico-scientifiche e negli sviluppi normativi, finalizzati a rafforzare significativamente prevenzione e sorveglianza per una gestione idro-potabile sicura.

Un'estesa ricerca di carattere intersettoriale e multidisciplinare, supportata dalla WHO e dalla Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (*United Nations Framework Convention on Climate Change*, UNFCCC), ha portato all'elaborazione del primo *WHO UNFCCC Climate and health country profile for Italy* (1), nell'ambito del quale sono state definite strategie di adattamento e resilienza fondamentali per le risorse idriche e il ciclo idrico integrato. Le evidenze e le proposte di intervento definite nel rapporto hanno presieduto agli indirizzi in tema di acqua e salute elaborati nel G7-Salute a Presidenza Italiana, che, nella dichiarazione di Milano del 2017, ha sancito per la prima volta la rilevanza sanitaria dei determinanti climatici e ambientali sulla salute e il ruolo della prevenzione primaria per controllare il carico di molte malattie trasmissibili e non trasmissibili (2).

Il 14 giugno 2017 è stato emesso dal Ministero della Salute di concerto con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del mare (MATT), il decreto di recepimento della direttiva (UE) 2015/1787 che ha modificato gli allegati II e III del DL.vo 2 febbraio 2001, n. 31 e ha introdotto con regime di obbligo per i gestori idro-potabili, un sistema integrato di prevenzione e controllo basato sull'analisi di rischio sito-specifica esteso all'intera filiera idro-potabile, secondo i principi dei *Water Safety Plans - WSP* (Piani di Sicurezza dell'Acqua, PSA), proposti dalla WHO e adottati in Italia con linee guida dell'Istituto Superiore di Sanità e del Ministero della Salute (3).

Il decreto anticipa in Italia la struttura dell'analisi di rischio - elemento chiave della revisione in fase di finalizzazione della direttiva 98/83/CE sulla qualità delle acque destinate al consumo umano - e segue gli indirizzi della Sesta Conferenza ministeriale su ambiente e salute dei Paesi della regione europea della WHO (Ostrava, 13-15 giugno 2017). Viene così programmata e avviata l'implementazione di una serie di azioni sostanziali volte a prevenire efficacemente emergenze idro-potabili dovute a parametri attualmente non oggetto di ordinario monitoraggio -

quali ad esempio composti perfluoroalchilici (PFAS), microcistine e ogni altro fattore di rischio ricondotto all'ambiente e all'acquifero - alla gestione della potabilizzazione e distribuzione fino al rubinetto, considerando ogni plausibile evento pericoloso nelle risorse idriche naturali, nella captazione e nell'intera filiera idro-potabile, proiettato nello scenario alterato dai cambiamenti climatici in atto.

La *road-map* di adozione e attuazione dei piani di sicurezza coinvolge altri stakeholder fondamentali, tra i quali il MATTM, l'Ente nazionale di accreditamento (ACCREDIA) e l'Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA) che ha emanato, tra l'altro, una delibera specificamente diretta alla qualità dell'acqua e dei servizi del ciclo idrico integrato, che segue una precedente norma sugli obblighi di informazione sulla qualità delle acque distribuite.

Parallelamente, si è avviata l'elaborazione dei contenuti generali del portale nazionale acque potabili del Ministero della Salute, come base per la strutturazione di una base dati nazionale sulle caratteristiche e la qualità delle acque potabili.

La revisione della Direttiva 98/83/CE (4) ha visto contributi fondamentali dell'Italia in merito all'accesso all'acqua, analisi di rischio, regolamentazione di materiali, oggetti, reagenti a contatto con l'acqua, valori di parametro per parametri emergenti, requisiti minimi per elementi minerali in acque sottoposte a trattamenti di addolcimento e dissalazione.

Ulteriori contributi per la rappresentanza Italiana permanente in UE, per il gruppo di lavoro Ambiente del Consiglio della UE e per i gruppi di esperti, hanno riguardato la direttiva 2000/60/CE, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, la direttiva 2006/118/CE, relativa alla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento, la direttiva 2006/7/CE, relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione, e il regolamento europeo sul riuso di acque reflue depurate.

Come risultati delle diverse azioni, la fotografia attuale che emerge dagli indicatori e dati ISTAT e dalle evidenze raccolte dal Ministero della Salute mostra diversi punti di forza ma anche alcune criticità su cui far convergere essenziali azioni di miglioramento.

L'accesso all'acqua e ai servizi igienici in Italia è generalmente garantito e diffuso, tuttavia alcune crisi idriche stanno riguardando a più riprese l'intero Paese, soprattutto in alcune aree e periodi dell'anno. Nel 2017 i quattro principali bacini idrografici italiani (Po, Adige, Tevere e Arno) hanno registrato diminuzione delle portate medie annue di circa il 40% rispetto alla media del trentennio 1981-2010 (5) e 6 regioni hanno richiesto lo stato di emergenza per carenze idriche, anche nel settore potabile. Nello stesso anno, episodi di eccezionale piovosità nel nord Italia hanno compromesso l'idoneità al consumo delle acque in un'intera provincia con migliaia di persone senza accesso all'acqua potabile per diversi mesi. Il razionamento della distribuzione dell'acqua per uso civile ha riguardato, nel 2017, 11 comuni capoluogo di provincia o città metropolitane, quasi tutti nelle regioni meridionali.

Dei 9,5 miliardi di metri cubi annui di acqua prelevata per uso potabile in Italia – circa l'84,3% dei quali riguarda acque sotterranee – poco meno della metà (47,9%) non raggiunge gli utenti finali a causa della inefficienza della rete di distribuzione, in aggravamento negli ultimi anni, con marcate differenze territoriali.

Nel 2018 circa una famiglia su dieci lamenta irregolarità nella fornitura d'acqua nell'abitazione ed è ancora elevata (29%) la quota di famiglie che non si fidano dell'acqua di rubinetto, con un lieve miglioramento rispetto al passato ma con una estrema variabilità regionale che passa dal 17,8% nel Nord-est al 53,3% in Sicilia.

Sotto il profilo della qualità, i recenti dati elaborati dal Ministero della Salute indicano tassi di conformità estremamente elevati (Figura 1 e 2), prossimi al 100% a fronte di centinaia di migliaia di controlli annui. È tuttavia da registrare che i dati di controlli cui i valori si riferiscono riguardano soprattutto grandi sistemi di fornitura (superiori a 5.000 abitanti), si riferiscono a un numero relativamente ristretto di parametri oggetto di ordinario controllo e considerano con una limitata

significatività statistica i rischi connessi alla distribuzione domestica, in quanto i campionamenti sono in gran parte effettuati su punti di erogazione della rete di distribuzione pubblica.

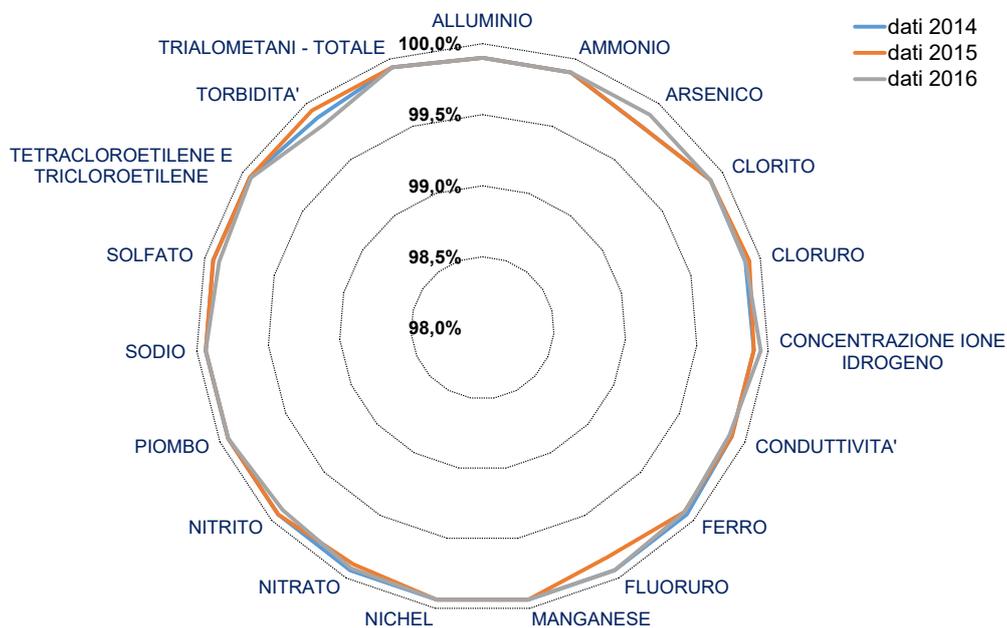


Figura 1. Qualità chimica dell'acqua destinata al consumo umano - valori di conformità anni 2014-2016. Dati Ministero della Salute, rielaborazione ISS

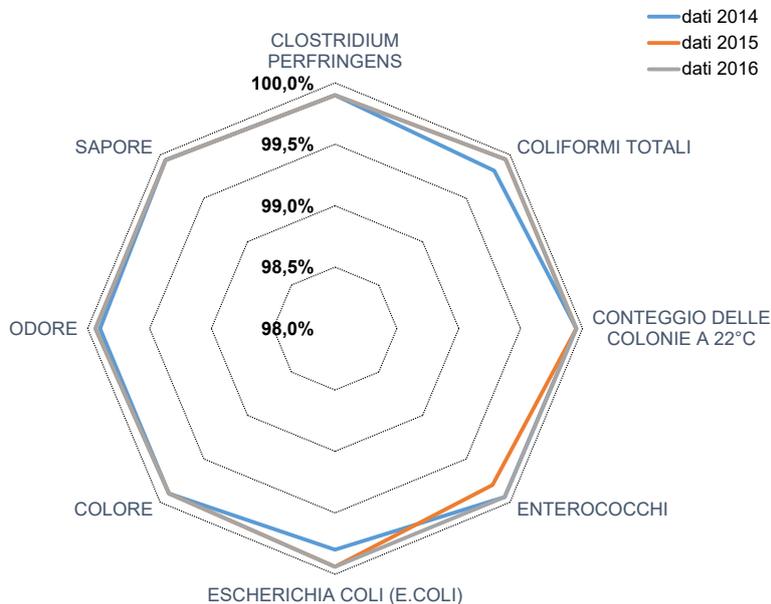


Figura 2. Qualità microbiologica e parametri indicatori dell'acqua destinata al consumo umano - valori di conformità anni 2014-2016. Dati Ministero della Salute, rielaborazione ISS

I rischi di qualità delle acque potabili e di balneazione sono fortemente influenzati dalla estensione e qualità della depurazione che permane critica, segnando nel 2015 un valore del 59,6% come quota di carichi inquinanti civili conferiti a impianti avanzati. Di contro è elevata e in miglioramento la qualità delle acque di balneazione, con una quota di 0,8% di acque di qualità scarsa.

Conclusioni

Diverse evidenze riconducono le emergenze idro-potabili che stanno interessando il nostro Paese in termini di disponibilità e qualità della risorsa a complessi fenomeni esogeni al settore che esitano nell'aumento delle temperature, nel perdurare di periodi di siccità e nella ricorrenza di eventi meteorici straordinariamente intensi. Tali fenomeni sono più gravi su acquiferi vulnerabili, già alterati da inquinamenti storici o gravati da notevoli pressioni antropiche o su sistemi idrici dotati di infrastrutture e reti obsolete per carenza di adeguati investimenti strutturali e manutentivi. I cambiamenti climatici stanno in effetti esacerbando storiche carenze infrastrutturali e di *governance* dei sistemi idrici, per prelievi e dissipazioni delle risorse, con impatti più gravi in aree a più alto degrado degli ecosistemi e degli acquiferi, come accade nei siti in cui la concentrazione di attività industriali ha causato una significativa quantità e pericolosità di inquinanti presenti con seri impatti sull'ambiente circostante (Siti di interesse nazionale - SIN).

La sostenibilità degli sfruttamenti delle risorse idriche, il livello di protezione delle stesse risorse nell'ambiente rispetto a contaminanti storici e emergenti, e il controllo dei rischi correlati all'esposizione alle acque nelle diverse destinazioni d'uso, sono pertanto oggetto di preoccupazioni e pressioni crescenti sia sul piano politico-gestionale che su quello tecnico, come anche sul fronte della comunicazione, richiedendo adeguate risposte sul fronte (multi)istituzionale e di comunicazione.

La necessità di una nuova *vision* integrata e partecipata a presidio della sicurezza delle acque per la tutela della salute è esemplificata dalla ultima grave emergenza del Veneto. Qui, a causa di una mancata regolamentazione sulle emissioni di agenti inquinanti di particolare persistenza, bioaccumulo e mobilità, di lacune nella conoscenza sulle fonti di pressioni del territorio e conseguente mancanza di vigilanza specifica, *gaps* di comunicazione tra autorità ambientali e sanitarie, sono emersi solo dopo diversi decenni, fenomeni di contaminazione delle risorse idriche che hanno causato l'esposizione della popolazione attraverso l'utilizzo delle acque in ambito domestico e produttivo, con impatti di straordinaria gravità e estensione.

Le azioni di rinnovamento dell'intero settore idrico, in un'ottica di prevenzione sanitaria, rispondono alle istanze dei cittadini europei che, come prima legge di iniziativa popolare, hanno individuato l'accesso garantito all'acqua potabile, e dettato l'urgenza di potenziare le azioni nazionali verso l'agenda 2030 delle Nazioni Unite nell'obiettivo 6.

In tale contesto, le azioni poste in campo dall'autorità sanitaria presiedono a un rinnovamento culturale, prima ancora che politico, gestionale e istituzionale, a favore della indispensabile sinergia e convergenza delle decisioni e delle azioni in chiave politica, normativa, di ricerca, gestione e comunicazione, valorizzando le molte attività sino ad oggi condotte dalle diverse istituzioni sul tema ambiente/clima-acqua-salute.

La partecipazione multidisciplinare e multi-istituzionale è la strategia chiave a livello di Paese per rafforzare il coinvolgimento di tutti i settori rilevanti in materia di acqua e servizi igienico-sanitari, nel raggiungimento di obiettivi nazionali prioritari tra cui:

- rafforzare la protezione del ciclo dell'acqua e la qualità delle risorse idriche negli ambienti naturali, come presidio di prevenzione dei rischi correlati all'esposizione umana,

- garantire l'accesso universale ed equo a quantità adeguate di acqua potabile e a servizi igienici sicuri aumentando la resilienza dei sistemi idrici rispetto a diversi scenari di pressioni climatiche e ambientali,
- promuovere attraverso approcci basati sul rischio l'uso e il riutilizzo sicuro e sostenibile delle acque, la sicurezza dell'acqua per fini ricreazionali e per ogni destinazione d'uso umana,
- supportare una comunicazione ancorata alla conoscenza scientifica, equilibrata e partecipata sulla qualità dell'acqua per le persone e le comunità.

Bibliografia

1. WHO UNCCC. *Climate and health country profile Italy*. Geneva: World Health Organization; 2018. Disponibile all'indirizzo: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/260380/WHO-FWC-PHE-EPE-15.52-eng.pdf;jsessionid=B7B861AE7285C1E6B10A80A602F0C35D?sequence=1>; ultima consultazione 12/03/2020.
2. G7 2017 ITALIA. *G7 Milan Health Ministers' Communiqué. "United towards Global Health: common strategies for common challenges" 5-6 November 2017*. Disponibile all'indirizzo: http://www.g7italy.it/sites/default/files/documents/FINAL_G7_Health_Communicu%c3%a8_Milan_2017_0/index.pdf; ultima consultazione 12/03/2020.
3. Lucentini L, Achene L, Fuscoletti V, Nigro Di Gregorio F, Pettine P (Ed.). *Linee guida per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei Water Safety Plans*. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2014. (Rapporti ISTISAN 14/21).
4. Consiglio dell'Unione europea. *Proposta di direttiva del Parlamento europeo e del Consiglio concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano (rifusione) – Orientamento generale. REV 1*. Bruxelles: Consiglio dell'Unione europea; 2019. (6876/1/19 REV 1).
5. ISTAT. *Giornata Mondiale dell'acqua. Le statistiche dell'Istat*. Roma: Istituto Nazionale di Statistica; 2018. Disponibile all'indirizzo: <https://www4.istat.it/it/archivio/210384>; ultima consultazione 12/03/2020.

*Serie Rapporti ISTISAN
numero di ottobre 2020, 1° Suppl.*

*Stampato in proprio
Servizio Comunicazione Scientifica – Istituto Superiore di Sanità*

Roma, ottobre 2020