

Origini della contaminazione radioattiva naturale e artificiale dell'ambiente marino

Cristina NUCCETELLI

Laboratorio di Fisica, Istituto Superiore di Sanità, Roma

Riassunto. - Oltre all'incidente di Chernobyl, che ha causato la più importante contaminazione su scala continentale europea, ancora oggi riscontrabile su matrici ambientali, esistono altre importanti sorgenti di radioattività artificiale e naturale che, soprattutto in passato, hanno avuto un impatto rilevante sull'ambiente e causato un rischio per la salute della popolazione. Dopo una rassegna dei più importanti eventi o processi che hanno determinato l'immissione di radionuclidi nei mari europei, si prende in analisi l'evoluzione dello stato di contaminazione delle acque costiere italiane, sia per quanto riguarda la radioattività artificiale che per la radioattività naturale concentrata in alcune zone del paese come conseguenza di attività industriali non nucleari.

Parole chiave: radioattività naturale, radioattività, fall out radioattivo, Chernobyl.

Summary (*Sources of natural and artificial radioactive contamination in the marine environment*). - Sources of natural and artificial radioactive contamination in the marine environment. The Chernobyl accident produced the most severe contamination of Europe, still detectable in environmental samples, but many other sources of artificial and natural radioactivity have produced a considerable impact on the environment and a risk for the public health. In this paper a review of the most important events or industrial processes that produced contamination of the European seas is presented; moreover, attention is paid to the situation of the coastal marine environment in Italy as regards the artificial radioactivity and the human enhanced radioactivity produced by non nuclear plants.

Key words: natural radioactivity, radioactivity, radioactive fall out, Chernobyl.

Introduzione

La contaminazione radioattiva delle acque costiere, come dell'ambiente in genere, è il risultato di diversi processi alcuni dei quali, comunque presenti, sono di origine naturale; dopo il 1945, si è assistito alla comparsa della radioattività artificiale (o antropica), dispersa nell'ambiente in conseguenza dell'uso pacifico e militare dell'energia nucleare. In questa rassegna sullo stato di contaminazione radioattiva delle acque costiere si intende offrire una panoramica della evoluzione della situazione globale, europea e italiana negli ultimi venti anni. Verranno infatti riportati i dati relativi alle importanti contaminazioni artificiali del Mare del Nord, dell'Atlantico nord occidentale e del Mediterraneo. Per finire, sarà illustrata anche la situazione italiana, compreso un interessante ed emblematico caso di contaminazione da radioattività naturale "human enhanced".

La radioattività ambientale

La radioattività naturale

Passando rapidamente in rassegna le origini della contaminazione ambientale, si deve ricordare che la radioattività naturale, mediamente la fonte di esposizione radiologica più importante per l'uomo [1], ha a sua volta due origini, una cosmica e una terrestre. Al primo tipo appartengono i radionuclidi cosmogenici, prodotti dalle reazioni nucleari dovute all'interazione tra i raggi cosmici (provenienti dal Sole e dalla galassia) ed elementi presenti nell'atmosfera. Questi radionuclidi, tra cui i più abbondanti sono ^{40}K , ^{14}C , ^3H , ^{10}Be , ^7Be e ^{26}Al , raggiungono la superficie del mare per deposizione dall'atmosfera. Di origine terrestre sono invece i radionuclidi primordiali, così chiamati perché risalenti alla formazione del sistema solare; questi radionuclidi (^{238}U , ^{235}U e ^{232}Th), che sono presenti nella crosta terrestre in diverse concentrazioni

di attività, con il decadimento radioattivo danno origine a “famiglie” di radionuclidi che possono essere movimentati dalle acque di dilavamento delle rocce e, attraverso i fiumi, raggiungere il mare.

La radioattività artificiale

La radioattività artificiale, come già accennato, si è diffusa nell'ambiente a seguito della utilizzazione massiccia, e su scala planetaria, dell'energia nucleare per uso pacifico e non.

La vastità e l'entità delle contaminazioni ambientali si sono rivelate fortemente dipendenti dal tipo e dal numero di eventi che le hanno determinate. Infatti, la dispersione di radionuclidi artificiali dipende dal tipo di rilascio che, come vedremo, può essere conseguenza di un incidente o, invece, essere previsto nell'ambito dell'attività nucleare.

Tipico degli eventi incidentali è il *rilascio acuto*; tra gli esempi più rilevanti si possono ricordare l'incidente di Chernobyl, nell'aprile del 1986, e il rientro in atmosfera del satellite TRANSIT 5BN-3, con conseguente vaporizzazione del combustibile nucleare, nel 1964. Lo stesso tipo di rilascio ha caratterizzato la ricaduta di radioattività artificiale a seguito di test nucleari in atmosfera. Negli anni '50 e '60 sono state provocate numerose esplosioni che, con minore frequenza, sono state effettuate fino all'ultimo test, avvenuto nel 1980 in Cina. A seguito del bando da parte della comunità internazionale, formalizzato nel 1996 con il Trattato di Proibizione Totale delle esplosioni nucleari (*Comprehensive Test Ban Treaty*), gestito dall'Organizzazione delle Nazioni Unite, non si prevede che questo tipo di eventi possa ripetersi.

I rilasci acuti di origine incidentale o bellica finora citati, essendo provocati da esplosioni nucleari avvenute negli strati alti dell'atmosfera, hanno avuto un impatto sull'ambiente su scala mondiale o conti-

mentale. Con dispersioni a carattere più locale sono state invece le contaminazioni causate da diversi incidenti di trasporto di materiale nucleare.

Di altro tipo sono i *rilasci continui*, normalmente prodotti in condizioni di esercizio di impianti nucleari di diversa potenza e di altri utilizzatori di materiale radioattivo; infatti in questo caso le principali sorgenti di contaminazione sono gli scarichi controllati da impianti di potenza e di riprocessamento e gli scarichi controllati da impianti di ricerca e da ospedali. Anche in questi casi, come per gli incidenti di trasporto, le conseguenze sono territorialmente limitate, anche se, come vedremo, si sono verificate situazioni che, pur non avendo un impatto globale, hanno determinato la contaminazione di interi ecosistemi. Si deve sottolineare che nel tempo una sempre crescente attenzione agli aspetti radioprotezionistici e ambientalisti ha fatto sì che l'impatto ambientale dell'attività di impianti nucleari di vario tipo si sia andato riducendo, come verrà mostrato in un esempio particolarmente evidente.

Radioattività naturale “human enhanced”

Infine vale la pena di menzionare la *radioattività naturale “human enhanced”*, dove con questo termine si intende il risultato di un insieme di processi nell'ambito di attività industriali non nucleari, che portano alla produzione di sostanze, solitamente residui, in cui si verifica una tale concentrazione di radionuclidi naturali, quali ^{226}Ra , ^{210}Pb e ^{210}Po , da costituire un rischio dal punto di vista radiologico. Un esempio di queste attività industriali sono tipicamente le miniere, gli impianti di lavorazione dei fosfati e le centrali a carbone. Inoltre, bisogna sottolineare che per il ^{210}Po il fattore di dose per ingestione è particolarmente elevato, come risulta dal confronto con quello del ^{137}Cs [2, 3]. Peraltro, dalla Tab. 1, si vede come pesci,

Tabella 1. - Coefficienti di dose per ingestione dei radionuclidi artificiali (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{103}Ru e ^{106}Ru) e naturali (^{210}Po , ^{210}Pb e ^{226}Ra) più diffusi nell'ambiente. Nelle ultime tre colonne sono riportati i relativi fattori medi di concentrazione per i prodotti ittici [2, 3]

Radionuclide	Coefficienti di dose Sv/Bq		Fattore di concentrazione (CF)		
	Bambini (10 anni)	Adulti	Pesce	Crostacei	Molluschi
^{137}Cs	$1,0 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-8}$	100	30	30
^{134}Cs	$1,9 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-8}$			
^{103}Ru	$1,5 \cdot 10^{-9}$	$7,3 \cdot 10^{-10}$	2	100	2 000
^{106}Ru	$1,5 \cdot 10^{-8}$	$7,0 \cdot 10^{-8}$			
^{210}Po	$2,6 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	2 000	50 000	10 000
^{210}Pb	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$7,0 \cdot 10^{-7}$	200	1 000	1 000
^{226}Ra	$8,1 \cdot 10^{-7}$	$2,8 \cdot 10^{-7}$	500	100	1 000

CF: Fattore di concentrazione = Bq kg⁻¹ peso fresco/ Bq l⁻¹acqua di mare.

molluschi e crostacei concentrano in modo molto efficiente la contaminazione presente nell'acqua nel caso, in particolare, del ^{210}Po , ma anche per il ^{210}Pb e il ^{226}Ra . La concomitanza di questi due fattori, elevato fattore di dose ed efficiente meccanismo di concentrazione, fa sì che in particolari condizioni di contaminazione alcuni radionuclidi naturali, quale il ^{210}Po , possano causare dosi considerevoli a gruppi critici della popolazione, per esempio i forti consumatori di prodotti ittici.

Valutazione delle dosi prodotte dalla contaminazione marina

A questo proposito, può essere utile riportare le valutazioni effettuate nell'ambito del progetto di ricerca coordinato dal Marine Environment Laboratory della IAEA (International Atomic Energy Agency) dal 1989 al 1993 e intitolato "Sources of Radioactivity in the Marine Environment and their Relative Contribution to Overall Dose Assessment from Marine Radioactivity (MARDOS)" [4]. Infatti, obiettivo del progetto era quello di raccogliere i dati disponibili in letteratura ed eseguire nuove misure di concentrazione di ^{137}Cs e ^{210}Po nelle acque di mare e nei prodotti ittici. Questa attività era finalizzata a fornire i dati necessari alla stima della dose ricevuta dalla popolazione mondiale per ingestione di ^{137}Cs e ^{210}Po a seguito del consumo di prodotti ittici nel 1990 [3]. I risultati sono stati ovviamente condizionati dalla qualità e quantità di informazioni disponibili relativamente alla contaminazione delle acque marine e, quindi, dei prodotti ittici. Infatti, nel caso del ^{210}Po , i dati sono risultati scarsi ma uniformi, quindi le stime di dose sono state effettuate in base ai consumi. Invece per il ^{137}Cs sono stati raccolti dati molto più numerosi e affidabili che hanno evidenziato zone di maggiore contaminazione. In particolare, sono stati individuati il bacino del Mediterraneo, per la ricaduta radioattiva conseguente all'incidente di Chernobyl, e l'Atlantico nord occidentale, contaminato principalmente, come si vedrà in seguito, dagli scarichi di Sellafield negli anni '70 e '80. La valutazione della dose ricevuta dalla popolazione mondiale a seguito del consumo di prodotti ittici ha comunque evidenziato che il contributo principale è dovuto al ^{210}Po , la cui ingestione ha determinato, nel 1990, una dose collettiva di 2900 Sv persona per le popolazioni del Nord Europa e di 700 Sv persona per quelle del Mediterraneo [5]. La dose collettiva dovuta alla presenza di ^{137}Cs è risultata molto inferiore, rispettivamente pari a 86 Sv persona e 6 Sv persona per i due gruppi di popolazione. Si deve comunque sottolineare che queste stime sono affette da notevoli incertezze che, per quanto riguarda il ^{137}Cs , sono dell'ordine del 50%, mentre per il ^{210}Po possono essere anche un fattore 5. Non esistono valutazioni basate su dati

aggiornati a questi ultimi anni ma, presumibilmente, la situazione non dovrebbe essere cambiata sostanzialmente per quanto riguarda il ^{210}Po , mentre per il ^{137}Cs ci si aspetta una riduzione generale delle concentrazioni nel mare e, quindi, della dose collettiva. Queste considerazioni vengono peraltro confermate da uno studio [6] che, proiettando all'anno 2000 i dati di concentrazione nel mare riportati dal progetto MARDOS, ottiene per le popolazioni del Nord Europa una dose collettiva, per consumo di prodotti ittici, di 56 Sv persona per l'ingestione di ^{137}Cs e di circa 3000 Sv persona per l'ingestione di ^{210}Po ; per le popolazioni del bacino del Mediterraneo, i valori stimati per i due radionuclidi risultano rispettivamente pari a 5 Sv persona e circa 1000 Sv persona.

Contaminazione delle acque costiere su scala mondiale e continentale

Come già accennato, a partire dal 1945 fino al 1980 [1], sono stati eseguiti 543 test nucleari in atmosfera che hanno provocato il rilascio di enormi quantità di radioattività nell'ambiente e, finora, hanno costituito la più importante fonte di esposizione da radionuclidi artificiali per la popolazione mondiale. Dalla Fig. 1 [7], che riporta i risultati di misure di radioattività beta del particolato atmosferico misurata in Italia, emerge quanto dagli anni '50, con un picco dal 1952 al 1958 e dal 1961 al 1962, i test militari abbiano provocato la deposizione nell'ambiente globale, e quindi anche nel mare, di quantità considerevoli di radioattività artificiale. L'UNSCEAR (United Nation Committee on the Effects of Atomic Radiation) [8] stima che le quantità totali di ^{90}Sr depositate siano state pari a 46×10^{16} Bq nell'emisfero settentrionale e $14,4 \times 10^{16}$ Bq in quello meridionale. Nella Fig. 1 si può comunque rilevare che dopo il 1963, anno del Trattato per il Bando parziale dei test nucleari eseguiti in aria, mare e spazio, le esplosioni in atmosfera effettuate dai paesi che non aderirono al trattato (per es. Cina, Francia, India,

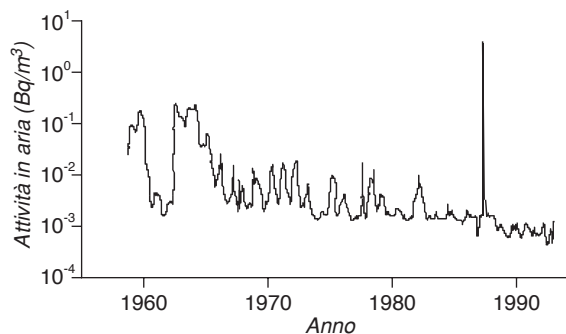


Fig. 1. - Valori medi di concentrazione di radioattività beta in aria misurata in Italia dagli anni '50 fino al 1992 [7].

Pakistan) furono relativamente poche. Sempre in Fig. 1 si vede il segnale prodotto dall'incidente di Chernobyl, che per l'Europa ha rappresentato un evento dalle conseguenze molto rilevanti e di cui ancora oggi sono riscontrabili i segni nell'ambiente. Di questo si parlerà anche in seguito.

Contaminazione artificiale in Europa

Negli anni '70 e '80 si è assistito allo sviluppo e all'utilizzo sempre più diffuso dell'industria nucleare. Questo processo non è stato però sempre accompagnato da una analoga evoluzione dell'atteggiamento radioprotezionistico delle industrie del settore. Ciò ha prodotto particolari condizioni di contaminazione delle acque costiere in prossimità di grandi impianti di riprocessamento. Allo scopo di quantificare lo stato di contaminazione dei mari europei e per tentare una stima della dose alla popolazione, furono intraprese due iniziative, promosse e finanziate dall'Unione Europea. La prima, alla fine degli anni '80, fu "Marina Project. The radiological exposure of the population of the European Community from radioactivity in North European marine waters" per il Nord Europa [9], seguita, nei primi anni '90, dal "Marina Med Project. The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea" per il Mare Mediterraneo [10]. Di seguito vengono riportati i risultati più significativi di questi studi.

Nord Europa

Nei mari che lambiscono le coste dell'Europa nord occidentale (Nord Est Atlantico, Mare d'Irlanda, Mare di Norvegia) è stato riscontrato un livello allarmante di inquinamento radioattivo, generato dagli scarichi imponenti degli impianti di riprocessamento del combustibile nucleare. In particolare, l'impianto di Sellafield, situato sulla costa occidentale dell'Inghilterra, ha causato la contaminazione del mare d'Irlanda che, all'inizio degli anni '80, raggiunse valori fino a 1600 Bq/m³ per il ¹³⁷Cs; in conseguenza di ciò i prodotti ittici presentavano una contaminazione di circa 200 Bq/kg. Successivamente, furono intraprese più efficaci misure radioprotezionistiche che portarono all'abbassamento dei livelli di contaminazione delle acque costiere. In Fig. 2 e 3 sono riportati gli andamenti delle concentrazioni di attività di ¹³⁷Cs nelle acque costiere e nei pesci del mare d'Irlanda dal 1980 al 1985. In base a questi dati fu stimato che il gruppo critico della popolazione, cioè i grandi consumatori di prodotti ittici, erano arrivati a ricevere una dose, solo per ingestione di ¹³⁷Cs, fino a 0,4 mSv all'anno. Tenendo conto anche degli altri radionuclidi artificiali introdotti nell'ambiente marino, quali ¹⁰⁶Ru, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, per gli abitanti della zona di Sella-

field forti consumatori di pesce la dose annua è stata stimata intorno ai 2mSv all'anno, dal 1977 al 1986.

Un altro contributo importante alla dose delle popolazioni dell'Europa settentrionale è stato individuato, nell'ambito del progetto Marina, provenire dal ²¹⁰Po. Infatti, sono state riscontrate concentrazioni anomale di questo radionuclide in matrici marine (sedimenti e mitili) provenienti dalle zone costiere di Inghilterra, Irlanda, Olanda e Francia in corrispondenza di insediamenti industriali che producevano rilasci di fosfogessi, quali impianti di trasformazione e produzione di fosfati, nelle vicinanze di scarichi di centrali a carbone e dell'impianto di riprocessamento di Sellafield. Poiché, come già sottolineato in precedenza, sia il fattore di dose per ingestione che l'accumulo nei prodotti ittici del ²¹⁰Po sono di gran lunga superiori a quelli, per esempio, del ¹³⁷Cs e del ²²⁶Ra, è stata stimata, per le popolazioni residenti, una dose efficace di 2 mSv all'anno per il consumo di frutti di mare.

Poiché lo stato di contaminazione di quei mari è presumibilmente molto cambiato in questi ultimi 15 anni, in ambito europeo è in programma un nuovo progetto, Marina Project II, allo scopo di aggiornare il quadro della situazione.

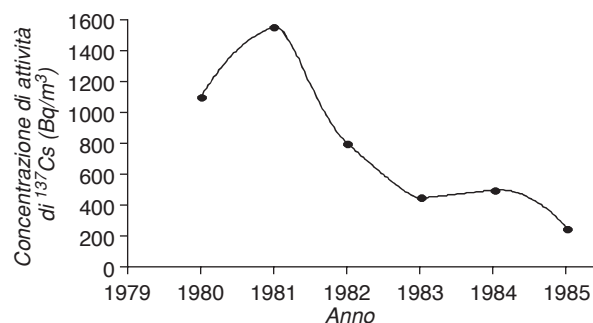


Fig. 2. - Valori medi annuali di concentrazione di attività (Bq/m³) di ¹³⁷Cs nelle acque costiere del mare d'Irlanda dal 1980 al 1985 [9].

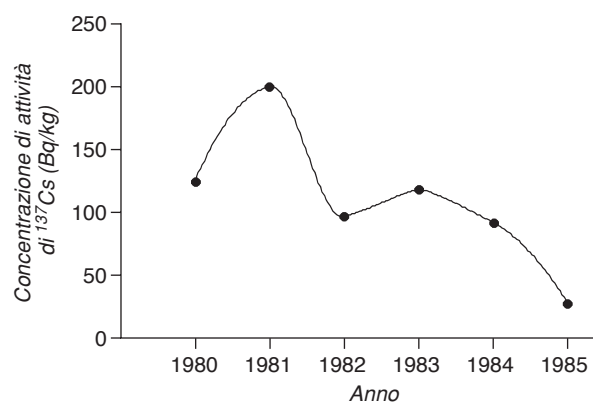


Fig. 3. - Valori medi annuali di concentrazione di attività (Bq/kg) di ¹³⁷Cs nel pesce del mare d'Irlanda dal 1980 al 1985 [9].

Mediterraneo

Il Mar Mediterraneo ha ovviamente raccolto la contaminazione prodotta dalla ricaduta dei test nucleari i quali, come è stato detto, hanno avuto un impatto globale. Naturalmente anche l'incidente di Chernobyl ha contribuito alla contaminazione del Mediterraneo. Come già accennato, seguendo le orme del progetto MARINA, relativo allo studio delle contaminazioni dei mari dell'Europa settentrionale, all'inizio degli anni '90 fu finanziato dalla Comunità Europea il progetto Marina Med per studiare, come dice il titolo esteso del progetto, "The radiological exposure of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea". A questo scopo furono raccolti tutti i dati di concentrazione di ^{137}Cs disponibili per i 10 bacini in cui fu suddiviso il mare Mediterraneo (Tab. 2). Dall'analisi dei dati emerse che, oltre alla contaminazione dovuta direttamente alla nube di Chernobyl, il Mediterraneo riceveva, e tuttora riceve, radioattività dal Mar Nero che raccoglie le acque di bacini altamente contaminati dagli impianti russi e ucraini. Infatti, dai valori riportati in Tab. 2, si può vedere che all'inizio degli anni '90 la concentrazione di attività di ^{137}Cs nelle acque del Mediterraneo, pur risultando abbastanza omogenea, mostrava un andamento decrescente da est a ovest; inoltre, il valore medio della concentrazione di attività di ^{137}Cs relativa al Mar Nero risultava circa dieci volte più alta di quella media del Mediterraneo, rivelando il ruolo di sorgente di contaminazione radioattiva del Mar Nero. E' stato comunque stimato che l'incidente di Chernobyl abbia portato la concentrazione di ^{137}Cs nel Mediterraneo a livelli fino a tre ordini di grandezza superiori rispetto a quelli prima dell'incidente.

Esistono molti impianti nucleari i cui scarichi controllati confluiscono nel Mediterraneo. Probabilmente il più importante è stato il complesso di Marcoule, in Francia, situato sulle rive del Rodano a circa 100 km dal delta sul Mediterraneo. Gli scarichi del complesso di Marcoule hanno prodotto una contaminazione rilevabile del golfo di Lione. Questo sito comprendeva impianti di riprocessamento, reattori militari per la produzione di plutonio e trizio, due reattori di potenza (Phoenix e Melox) e diversi impianti di ricerca. Negli anni '90 i reattori militari e l'impianto di riprocessamento sono stati disattivati e si sta procedendo allo smantellamento e recupero del sito. Come risulta anche da recenti rilevamenti [11], come conseguenza degli scarichi di Marcoule, nelle acque del Rodano sono riscontrabili contaminazioni da prodotti di fissione (per es. ^{137}Cs e ^{90}Sr), di attivazione (per es. ^{60}Co e ^{54}Mn) e da elementi transuranici (per es. ^{239}Pu e ^{241}Am): i risultati delle misure sono comunque tali da non prefigurare rischi per l'ambiente e per l'uomo.

Tabella 2. - Concentrazione di attività di ^{137}Cs da dati relativi al 1990 nei dieci bacini in cui è stato diviso il Mare Mediterraneo per il progetto Marina Med [10]

Bacini del Mar Mediterraneo	Acqua di mare (Bq/m ³)	Sedimenti (Bq/kg)
Mare d'Alboran	3,9 *	-
Bacino Algerino	4,3 ± 1,0	6,7 ± 0,4
Bacino Liguro-Provenzale	6,5 ± 2,3	5,7 ± 1,9
Mare Tirreno	4,7 ± 0,2	3,4 ± 0,7
Mare Ionio	2,9 ± 0,1	3,1 ± 0,2
Mare Adriatico	5,6 ± 0,1	15 ± 13
Mare Libico	3,8 **	-
Mare Egeo	9 ± 4**	4,9 ± 2,9**
Mare di Cipro	9 ± 3**	-
Bacino Levantino	7 ± 3**	-
Valore medio	5,7 ± 2,1	6,5 ± 4,4
Mar Nero	52 ± 1	164 ± 100

* dati del 1991; ** dati del 1993.

Contaminazione dei mari italiani

Fin dagli anni '50, la contaminazione radioattiva delle coste italiane è controllata con prelievi di acqua, sedimenti e prodotti ittici in punti che permettono di dare un panorama nazionale dello stato delle coste (Fig. 4). In passato, questi rilevamenti consentivano anche il controllo degli scarichi delle centrali nucleari, che hanno operato fino al 1987, anno del referendum popolare che sancì la sospensione dell'utilizzo dell'energia nucleare in Italia. L'organizzazione attuale prevede che, come per altre matrici, il rilevamento della radioattività nei mari italiani sia effettuato dalle Reti Nazionali di Sorveglianza della Radioattività ambientale, con il coordinamento tecnico dell'ANPA. Alle Reti partecipano le ARPA (Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale) e altri istituti, quali l'ENEA, diverse università e alcuni PMIP (Presidi Multizonali di Igiene e Prevenzione) [12].

La contaminazione da radionuclidi artificiali delle acque italiane ha, ovviamente, diverse origini. Infatti, anche nei mari italiani sono state rilevate le conseguenze del fall out e, nel 1986, dell'incidente di Chernobyl, senza contare eventi locali di minore o maggiore entità. L'andamento nel tempo del valore medio della contaminazione delle acque costiere italiane dal 1983 al 1990 è molto ben rappresentata in Fig. 5 [13] dove è individuabile il picco di concentrazione di attività di ^{137}Cs in corrispondenza dell'incidente di Chernobyl.

Per alcuni degli anni successivi, nelle Tab. 3 e 4 sono riportati i risultati delle misure di concentrazione di attività di ^{137}Cs su campioni di acqua marina e di sedimenti, prelevati nelle diverse località della rete di



Fig. 4. - Località di prelievo delle acque costiere e dei sedimenti marini sul territorio italiano appartenenti alle Reti nazionali di sorveglianza della radioattività ambientale.

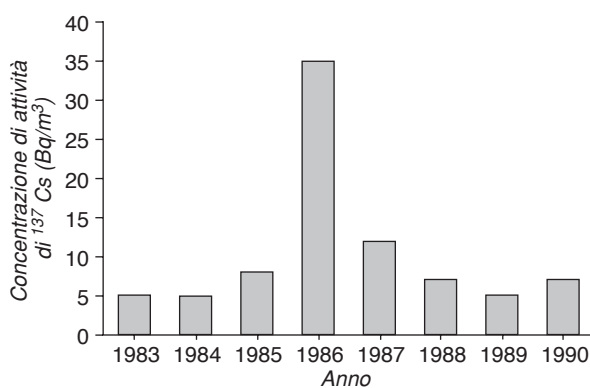


Fig. 5. - Valori medi annuali di concentrazione di attività (Bq/m³) di ^{137}Cs nei mari italiani dal 1983 al 1990 [13].

monitoraggio [12, 13]; in Tab. 3, e solo per le acque costiere, sono riportati anche i dati relativi alla contaminazione da ^{90}Sr , la cui misurazione, cominciata a partire dal 1993, richiede tecniche di radiochimica piuttosto lunghe ed elaborate [12]. Per quanto riguarda il ^{137}Cs , di cui è qui stata riportata solo una piccola parte dei dati costituenti una lunga serie storica di misure, dalla Fig. 5 e dalla Tab. 3 si può osservare che, attualmente, i valori di concentrazione di attività si sono attestati a livelli simili a quelli precedenti l'incidente di Chernobyl, come confermato anche dal valore medio di concentrazione delle acque

costiere per il 1998, risultato pari a $2,8 \pm 0,6$ Bq/m³ [14]. Anche se il numero di misure di ^{137}Cs effettuate ogni anno risulta piuttosto esiguo (Tab. 3 e 4), utilizzando questo radionuclide come indicatore della presenza di radioattività artificiale, sembra si possa dire che, in assenza di eventi che apportino nuovi contributi, la contaminazione delle coste italiane è pressoché stazionaria.

Per quanto riguarda la radioattività naturale "human enhanced", anche in Italia esiste un caso emblematico di come un'industria non nucleare possa avere un impatto radiologico sull'ambiente, e quindi sull'uomo.

La Laguna Veneta

All'inizio degli anni '60 Porto Marghera diventò sede di un importante polo industriale chimico e petrolchimico. In particolare, per diversi decenni vi ha avuto sede un'industria per la produzione di acido fosforico; questo composto è elemento base per l'industria di fertilizzanti e viene utilizzato anche in altri settori (per es. chimico e alimentare). I rifiuti prodotti da questa industria, principalmente fosfogessi, sono stati smaltiti nella discarica di Passo a Campalto nella Laguna Veneta. L'attività di smaltimento è stata particolarmente intensa dalla metà degli anni '60 fino alla fine degli anni '70, provocando una grave contaminazione di quella zona della Laguna. Ciò è potuto avvenire anche perché, in quegli anni, non si aveva consapevolezza dei rischi associati alla presenza di radioattività naturale nei fosfogessi.

Nel 1998 l'ANPA e l'ARPA del Veneto hanno intrapreso uno studio preliminare, conclusosi l'anno successivo, per determinare lo stato di contaminazione delle acque e dei prodotti ittici della Laguna. I risultati del lavoro, i cui dettagli sono ampiamente riportati nella relativa pubblicazione [15], indicano che, come aspettato, la concentrazione di attività di ^{210}Pb e ^{210}Po nei sedimenti della Laguna diminuisce all'aumentare della distanza dalla zona di scarico dei fosfogessi. Un risultato che merita invece ulteriori approfondimenti è quello relativo alla contaminazione riscontrata nei molluschi, che aumenta allontanandosi dalla sorgente di contaminazione. Per spiegare questo andamento sono probabilmente necessari ulteriori studi sui meccanismi di trasporto e sulle correnti di questa zona della laguna.

Conclusioni

L'ambiente marino costiero, anche per ciò che riguarda la radioattività, risente fortemente delle attività umane, soprattutto quando, come in passato, è stata riservata poca attenzione al problema degli

Tabella 3. - Concentrazione di attività (Bq/m³) di ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr nelle acque costiere italiane [12, 13]

Località prelievo	1990 (media = 7,1)			1994 (media = 3,0)			1997 (media = 3,4)		
	Misure (n.)	Min	Max	Misure (n.)	Min	Max	Misure (n.)	Min	Max
¹³⁷Cs									
Cesenatico	2	8,7	8,9	2	2,9	3,4	2	3,0	3,1
La Maddalena	1	4,4		3	0,1	3,4	2	3,6	4,0
La Spezia	2	4,3	5,6	2	2,9	3,2	2	2,6	3,9
Napoli	1	4,8		2	3,1	3,2	-	-	-
Taranto	1	11,3		4	2,8	3,6	-	-	-
Venezia	2	6,9	10,7	2	3,3	3,5	2	3,0	4,3
⁹⁰Sr									
Cesenatico				2	1,1	1,7	2	1,1	2,0

Tabella 4. - Concentrazione di attività (Bq/kg peso secco) di ¹³⁷Cs nei sedimenti marini prelevati in diversi punti delle coste italiane [12]

Località prelievo	1994 (media =10,0)			1997 (media = 6,5)		
	Misure (n.)	Min	Max	Misure (n.)	Min	Max
Cattolica	2	6,2	6,4	2	5,3	5,7
Cesenatico	5	5,7	11,0	6	2,4	7,1
Goro	2	26,4	33,4	2	5,4	8,5
La Maddalena	15	0,4	6,6	6	0,6	8,5
La Spezia	3	1,1	10,3	3	7,0	9,1
Lido Adriano	3	8,1	14,5	2	5,9	10,7
Napoli	3	0,6	2,6	-	-	-
Porto Garibaldi	6	1,4	30,8	5	1,1	32,6
Rovigo	4	9,4	22,3	-	-	-
Taranto	3	2,2	7,1	-	-	-
Venezia	26	0,3	45,8	4	0,3	4,3

scarichi industriali sia nucleari che “convenzionali”. Al momento attuale la contaminazione da radioattività artificiale, sia a livello mondiale che nazionale, non sembra comunque essere tale da destare preoccupazione per l’ambiente e quindi per l’uomo, anche se esistono situazioni critiche, come il Mar Nero o alcuni bacini del Nord Europa. Dalla rapida rassegna presentata risulta però che la componente naturale della radioattività nelle acque marine riveste un ruolo predominante nel causare dose alla popolazione. Questa dovrebbe spingere ad ampliare e approfondire il monitoraggio di bacini che, per la costituzione dei fondali o per la presenza di attività industriali (ad es. Laguna Veneta), siano caratterizzati da elevate concentrazioni di radionuclidi naturali.

Lavoro presentato su invito.
Accettato il 22 ottobre 2002.

BIBLIOGRAFIA

1. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources and effects of ionising radiation*. New York: UNSCEAR, United Nations. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes; 2000.
2. International Commission on Radiological Protection. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 2 ingestion dose coefficients. ICRP Publication 67. *Ann ICRP* 1993;23(3/4).
3. IAEA. *Sediment Kd, and concentration factors for radionuclides in the marine environment*. Vienna: IAEA; 1985. (IAEA Technical Report Series, 247).
4. IAEA. *Sources of radioactivity in the marine environment and their relative contribution to overall dose assessment from marine radioactivity*. Vienna: IAEA; 1995. (IAEA TECDOC Series, 838).
5. Aarkrog A, Baxter MS, Bettencourt AO, Bojanowski R, Bologna A, Charmasson S, Cunha I, Delfanti R, Duran E, Holm E,

- Jeffrey R, Livingston HD, Mahapanyawong S, Nies H, Osvath I, Pingyu L, Povinec PP, Sanchez A, Smith JN, Swift D. A comparison of doses from ^{137}Cs and ^{210}Po in marine food: a major international study. *J Environ Radioactivity* 1997;34(1):69-90.
6. Livingston HD, Povinec PP. Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean Coastal Management* 2000;43:689-712.
 7. ANPA. *Rapporto annuale sulla radioattività ambientale in Italia vol 1 - Reti Nazionali 1992*. Ingarrica A, Mancioffi S (Ed.). Roma: ANPA; 1995. (Pubblicazione ANPA-ARA-RAM/01/95).
 8. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources and effects of ionising radiation*. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. New York: UNSCEAR, United Nations; 1993.
 9. CEC. *The radiological exposure of the population of the European Community from radioactivity in North European marine waters - Project "Marina"*. Luxembourg: Commission of the European Communities; 1990. (Report no. EUR 12483).
 10. EC. *The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Mediterranean Sea, Marina-Med Project*. Brussels: European Commission; 1994. (Report no. EUR 15564 EN).
 11. St-Pierre S, Chambers DB, Lowe LM, Bontoux JG. Screening level dose assessment of aquatic biota downstream of the Marcoule nuclear complex in Southern France. *Health Phys* 1997;77(3):313-21.
 12. ANPA. *Reti di sorveglianza della radioattività ambientale in Italia 1994-1997*. Belli M, Notaro M, Rosamilia S, Sansone U (Ed.). Roma: ANPA; 1999. (Stato dell'Ambiente 3/99).
 13. ENEA/DISP. *Rapporto annuale sulla radioattività ambientale in Italia, vol 1 - Reti Nazionali 1990*. Ingarrica A, Mancioffi S (Ed.). Roma: ENEA/DISP; 1992. (Pubblicazione DISP-ARA-RAM/01/92).
 14. ANPA. *Reti di sorveglianza della radioattività ambientale in Italia 1998*. Roma: ANPA; 2002. (Stato dell'Ambiente 6/2001).
 15. ANPA. *Le discariche di fosfogessi nella laguna di Venezia: valutazioni preliminari dell'impatto radiologico*. Roma: ANPA; 2000. (Stato dell'ambiente 8/2000).

Rosanna MANCINELLI e Maria Soccorsa GUIDUCCI