



*Università degli Studi della Basilicata*

*Scuola di Dottorato di Ricerca*

Dottorato di Ricerca in

*“METODI E TECNOLOGIE PER IL MONITORAGGIO AMBIENTALE”*

TITOLO DELLA TESI

*“Strumenti e modelli innovativi per la valutazione e la mitigazione del rischio ambientale in siti potenzialmente contaminati dalla presenza di rifiuti solidi”*

Settore Scientifico-Disciplinare

“ICAR – 03”

Coordinatore del Dottorato

Dottoranda

Prof. Ignazio M. Mancini

Dott. Ing. Donata Serafina Lioi

Tutors

Prof. Ing. Ignazio M. Mancini

Dott. Ing. Donatella Caniani

Prof. Ing. Salvatore Masi

A.A. 2010/2011 Ciclo XXIV

*Alla mia famiglia*

## Indice

INTRODUZIONE .....	1
CAPITOLO 1: STATO DELL'ARTE.....	3
1.1. II RISCHIO DI INQUINAMENTO AMBIENTALE.....	3
1.1.1. L'inquinamento ambientale .....	3
1.1.2. Metodologie speditive per la valutazione del rischio ambientale.....	6
1.1.1. Tecniche per la mitigazione del rischio ambientale.....	9
1.2. LOGICA FUZZY.....	11
1.2.1. Gli insiemi fuzzy.....	14
1.2.2. Le funzioni di appartenenza fuzzy.....	17
1.2.3. Le operazioni logiche nella logica fuzzy .....	21
1.2.4. Le regole fuzzy .....	22
1.2.5. La fuzzificazione.....	23
1.2.6. L'inferenza fuzzy .....	25
1.2.7. La defuzzificazione.....	27
1.2.8. Le applicazioni della logica fuzzy in letteratura .....	30
1.3. RETI NEURO-FUZZY .....	35
1.3.1. L'architettura delle reti neuro-fuzzy .....	36
1.3.2. Il training data nelle reti neuro-fuzzy .....	37
1.3.3. Le applicazioni delle reti neuro-fuzzy in letteratura.....	38
1.4. STRUMENTI DI MITIGAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO LEGATO ALLA PRESENZA DI DISCARICHE DI RIFIUTI SOLIDI.....	41
1.4.1. La discarica controllata.....	41
1.4.2. Sistemi di raccolta e rimozione del percolato e del biogas.....	47
1.4.3. I problemi connessi ad una discarica controllata.....	49
1.4.4. Simulazione della degradazione dei rifiuti in discarica mediante modelli matematici.....	51
1.4.5. Tecniche di degradazione dei rifiuti in discarica.....	53
CAPITOLO 2: MODELLI INNOVATIVI PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI SITI POTENZIALMENTE CONTAMINATI DA RIFIUTI SOLIDI.....	60
2.1. MODELLO FUZZY PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO DEGLI ACQUIFERI.....	61

2.1.1.	Struttura del modello fuzzy.....	63
2.1.2.	Implementazione del modello fuzzy in Matlab .....	66
2.1.3.	L'analisi di sensitività applicata al modello fuzzy.....	73
2.2.	MODELLO NEURO-FUZZY PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO DEGLI ACQUIFERI.....	74
2.2.1.	Struttura del modello neuro-fuzzy .....	75
2.2.2.	Implementazione del modello neuro-fuzzy in Matlab.....	77
2.2.3.	L'analisi di sensitività applicata al modello neuro-fuzzy .....	79
2.3.	LA VULNERABILITÀ ALL'INQUINAMENTO DEGLI ACQUIFERI .....	80
CAPITOLO 3: APPLICAZIONE DEI MODELLI DI VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE AD ALCUNI ACQUIFERI DELLA REGIONE BASILICATA (ITALIA MERIDIONALE).....		
3.1.	DATI DI INPUT PER I MODELLI FUZZY E NEURO-FUZZY .....	84
3.1.1.	Parametri di input utilizzati nei modelli fuzzy e neuro-fuzzy .....	84
3.1.2.	Parametri caratterizzanti la pericolosità delle discariche.....	85
3.1.3.	La vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento .....	91
3.2.	MODELLO FUZZY PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO DI ALCUNI ACQUIFERI DELLA BASILICATA.....	97
3.2.1.	Definizione delle funzioni di appartenenza fuzzy .....	98
3.2.2.	Definizione delle regole fuzzy per la valutazione del rischio ambientale.....	100
3.2.3.	L'analisi di sensitività nel modello fuzzy .....	106
3.2.4.	Risultati dell'analisi fuzzy .....	119
3.3.	MODELLO NEURO-FUZZY PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO DI ALCUNI ACQUIFERI DELLA BASILICATA.....	130
3.3.1.	Schema generale del modello neuro-fuzzy.....	131
3.3.2.	Il training data per la valutazione del rischio ambientale .....	133
3.3.3.	L'analisi di sensitività nel modello neuro-fuzzy.....	136
3.3.4.	Risultati del modello neuro-fuzzy.....	137
3.4.	CONFRONTO DEI RISULTATI DELL'ANALISI FUZZY E NEURO- FUZZY.....	145

3.4.1. Analisi alle componenti principali per confrontare il modello fuzzy e neuro-fuzzy .....	148
3.4.2. Conclusioni del confronto tra il modello fuzzy e il modello neuro-fuzzy .....	152
<b>CAPITOLO 4: STRUMENTO DI MITIGAZIONE DEL RISCHIO CONNESSO ALLE DISCARICHE DI RIFIUTI SOLIDI.....</b>	<b>153</b>
4.1. CAPPING PER DISCARICHE DI RIFIUTI SOLIDI.....	155
4.1.1. Progettazione di un sistema innovativo per ricoprimento discariche .....	156
4.2. MATERIALI INNOVATIVI NELLA COPERTURA DELLE DISCARICA.....	159
4.2.1. I fanghi di potabilizzazione.....	160
4.2.1.1. L'impianto di potabilizzazione di Potenza da cui provengono i fanghi di potabilizzazioni utilizzati nell'attività di ricerca .....	162
4.2.1.2. Analisi chimiche e fisiche dei fanghi di potabilizzazione .....	169
4.2.2. Compost grigio (frazione organica stabilizzata matura).....	173
4.2.2.1. Biostabilizzazione degli RSU.....	177
4.2.2.2. Analisi chimiche e fisiche del compost grigio .....	180
4.3. ANALISI SPERIMENTALE.....	182
4.3.1. Progettazione base sperimentale.....	182
4.3.2. Layout sperimentale.....	187
<b>CONCLUSIONI .....</b>	<b>189</b>
<b>BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>192</b>

## **INTRODUZIONE**

L'inquinamento e la gestione ambientale sono problemi gravi che interessano l'intero globo terrestre; la principale responsabilità va imputata alle attività antropiche che contribuiscono in modo significativo a danneggiare l'ambiente, sia direttamente sia indirettamente, portando ad uno squilibrio dell'ecosistema naturale. Negli ultimi anni numerosi sono stati gli studi che hanno puntato l'attenzione alle tre matrici ambientali: suolo, acqua e aria. In particolare, questo lavoro di ricerca ha come oggetto le problematiche legate alla contaminazione del suolo e la ricerca di modelli e strumenti innovativi per la valutazione e la mitigazione del rischio ambientale in siti potenzialmente contaminati dalla presenza di rifiuti solidi.

La gestione dei rifiuti, ormai, è diventata una questione ambientale prioritaria sia nei paesi industrializzati sia in quelli in via di sviluppo, dove il problema più grave è legato al loro smaltimento. A livello mondiale, infatti, nonostante esistano sofisticate tecnologie per il trattamento dei rifiuti, le discariche restano ancora il sistema più utilizzato, ma non certamente il più sicuro. Anche per le discariche controllate, infatti, si potrebbe verificare, ad esempio, il deterioramento e la rottura degli elementi di contenimento, che provocherebbero la fuoriuscita del percolato. In generale, i sistemi di smaltimento controllati dei rifiuti rappresentano un problema oltre che di impatto ambientale anche economico, in quanto i ricavi della gestione operativa dovranno essere utilizzati per la gestione post-operativa che consiste in attività atte a garantire che l'area, una volta chiusa la discarica, mantenga i requisiti di sicurezza ambientale previsti, con particolare riferimento alle attività di manutenzione delle opere e dei presidi.

Al fine di limitare l'impatto ambientale, la normativa impone l'utilizzo di un sistema multi-barriera costituito da una barriera di fondo e da una barriera superficiale. La barriera di fondo prevede la completa impermeabilizzazione delle pareti e del fondo utilizzando materiali con coefficienti di permeabilità molto bassi, tali da impedire l'infiltrazione nel suolo e nel sottosuolo dei principali prodotti inquinanti. La barriera superficiale deve essere costituita da un opportuno pacchetto di strati con lo scopo di ridurre l'infiltrazione dell'acqua di pioggia che contribuisce alla produzione di percolato, evitare le perdite di biogas in atmosfera, limitare i fenomeni di erosione dei

pendii della discarica, consentire le corrette attività di captazione del biogas e di raccolta del percolato e favorire la piantumazione e la sistemazione a verde dell'area. L'impermeabilizzazione superficiale di una discarica non appare del tutto vantaggiosa come potrebbe sembrare; se da un lato riduce le infiltrazioni di acqua meteorica che potrebbero contribuire a formare ulteriore percolato, dall'altro condizioni di umidità così basse da inibire i processi bio-chimici.

Nell'ambito di questo studio si sono ricercate strategie di mitigazione del rischio legato in particolare alle "dry landfill tomb" che risultano essere le più impattanti a lungo termine.

Con il presente lavoro, nello specifico, si andrà ad individuare una stratigrafia di copertura efficiente e poco costosa, basata sull'utilizzo di un materiale innovativo, che acceleri le reazioni di stabilizzazione e minimizzi il rischio connesso alla produzione di percolato.

Per quanto concerne la valutazione del rischio, si è puntato allo sviluppo di modelli che, in modo veloce, economico ed efficiente, consentano una classificazione gerarchica di siti potenzialmente contaminati da rifiuti solidi, per poi individuare quali necessitano di un intervento tempestivo. Per una pianificazione di un programma di bonifica e ripristino ambientale, infatti, possono fare da supporto modelli speditivi basati sui sistemi fuzzy e neuro-fuzzy, i quali generalmente affrontano i dati con maggiore flessibilità rispetto ai sistemi tradizionali. Mentre la logica tradizionale si interessa di ciò che è completamente vero e di ciò che è completamente falso, la logica fuzzy, invece, si estende a ciò che non è completamente vero, o meglio a ciò che è incerto. I sistemi neuro-fuzzy hanno comportamento simile a quelli fuzzy, ma risultano più rapidi nell'applicazione in quanto attraverso il training data sono in grado di generare le regole fuzzy, le quali hanno una particolare complessità e aumentano al crescere del numero di parametri assegnati al modello. Inoltre, per mitigare i problemi legati alla soggettività ed all'arbitrarietà delle valutazioni basate su approcci fuzzy normalmente presenti in letteratura, entrambi i modelli fuzzy e neuro-fuzzy sviluppati sono stati integrati con un'analisi di sensitività relativa alla scelta delle funzioni di appartenenza e del metodo di defuzzificazione.

## CAPITOLO 1: STATO DELL'ARTE

### 1.1. II RISCHIO DI INQUINAMENTO AMBIENTALE

#### 1.1.1. L'inquinamento ambientale

L'inquinamento ambientale è l'alterazione per azione di sostanze tossiche delle caratteristiche chimiche, fisiche e/o biologiche dell'ambiente tale inquinamento può essere di origine antropica o naturale e può produrre disagi o danni permanenti per la vita di una data area, in quanto non potrebbe risultare in equilibrio con i cicli naturali esistenti. L'inquinamento ambientale si è aggravato di pari passo, con l'evoluzione dell'era industriale e del consumismo.

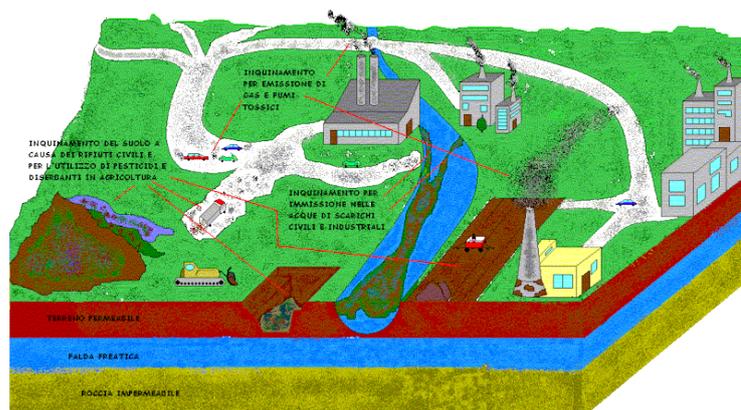


Figura 1.1.1: Inquinamento dei tre compartimenti ambientali: suolo, acqua e aria.

Nonostante esistono cause naturali che provocano alterazioni ambientali sfavorevoli alla vita, il termine “inquinamento” si riferisce in genere alle attività antropiche. Esistono molti tipi di inquinamento, suddivisi a seconda del tipo di elemento inquinato (inquinamento dell'aria, acqua, suolo, chimico, acustico, elettromagnetico, luminoso, termico, genetico o nucleare) o dell'elemento inquinante (ad esempio inquinamento naturale, domestico, architettonico, urbano, agricolo, industriale o biologico). In generale si parla di inquinamento dei tre compartimenti ambientali fondamentali: acqua, suolo ed aria (Figura 1.1.1).

L'inquinamento antropico dell'aria o atmosferico (Figura 1.1.2) si genera dalle grandi sorgenti fisse come le industrie, gli impianti per la produzione di energia elettrica e gli inceneritori; oppure da piccole sorgenti fisse, cioè gli impianti per il riscaldamento domestico e da sorgenti mobili, quali il traffico veicolare.

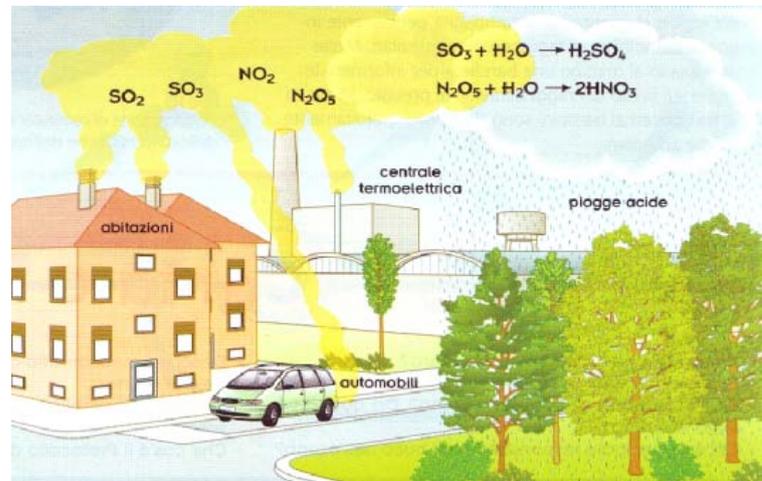
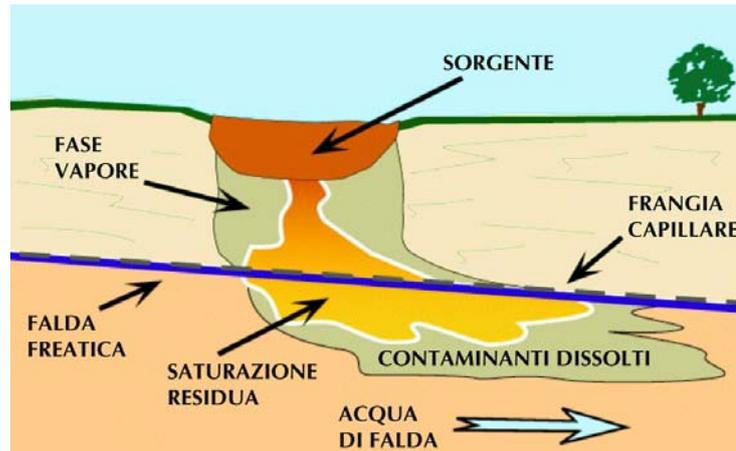


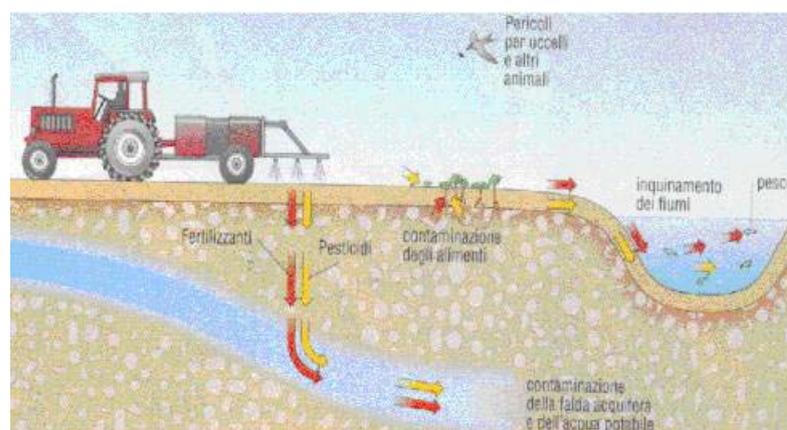
Figura 1.1.2: Inquinamento dell'aria.

Per inquinamento dell'acqua (Fig 1.1.3), invece, si intende qualsiasi cambiamento fisico, chimico o biologico della qualità dell'acqua. Tale inquinamento di solito è causato dalle attività umane attraverso sorgenti artificiali ma non mancano quelle naturali come ad esempio l'intrusione di acqua marina. Le sorgenti artificiali possono essere puntuali e non puntuali; quelle puntuali scaricano le sostanze inquinanti in punti specifici all'interno di un corpo recettore mentre quelle non puntuali sono sorgenti che non hanno un punto di scarico ma una superficie molto più estesa. Come esempi di sorgenti puntuali ci sono: le industrie, gli impianti di trattamento di acque reflue mal funzionanti, le miniere sotterranee, i pozzi petroliferi, i serbatoi per olio, ecc.. Le sorgenti non puntuali, invece, possono essere: i depositi acidi provenienti dall'aria, il traffico veicolare, le sostanze inquinanti che sono sparse nei fiumi e le sostanze inquinanti che entrano nell'acqua attraverso l'acqua freatica.



**Figura 1.1.3: Inquinamento della falda freatica.**

L'inquinamento del suolo (Figura 1.1.4) essendo meno evidente non è studiato a fondo come l'inquinamento dell'acqua e dell'aria. Le cause che lo determinano sono il rilascio puntuale o diffuso di sostanze liquide, gassose e l'abbandono di rifiuti solidi. In realtà l'inquinamento di questo comparto ambientale genera a sua volta problemi di contaminazione indirettamente infatti l'immissione nel suolo di sostanze tossiche e persistenti potrebbe entrare nelle catene alimentari e dare origine a fenomeni di bioaccumulo. Inoltre è possibile che si abbia un trasferimento dell'inquinante presente nel suolo nelle falde acquifere. L'alterazione della matrice suolo potrebbe comportare la perdita di biodiversità; la riduzione della fertilità e la riduzione del potere autodepurante.



**Figura 1.1.4: Inquinamento del suolo.**

### 1.1.2. Metodologie speditive per la valutazione del rischio ambientale

La valutazione del rischio ambientale dovuto a fonti di inquinamento ambientale consiste nella raccolta critica di dati ed informazioni che riguardano il rilascio di sostanze pericolose nell'ambiente, al fine di valutare qualitativamente e quantitativamente l'impatto ambientale ed identificare delle strategie e delle azioni di mitigazione. Per rischio ambientale, quindi, si intende la probabilità che si possano verificare effetti avversi sull'ambientale (Blengio et al.). Il rischio può essere visto come il prodotto tra la probabilità di accadimento di un evento dannoso (P) e la vulnerabilità dell'elemento a rischio:

$$R = P \times V.$$

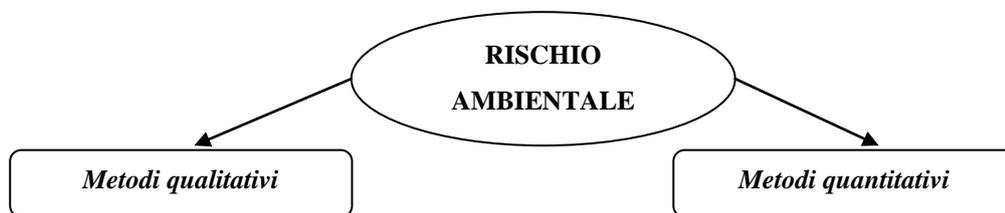


Figura 1.1.5: Metodi di valutazione del rischio.

La valutazione del rischio di inquinamento ambientale può essere eseguita con differenti gradi di dettaglio e precisione (Figura 1.1.5). Di fatti, la letteratura propone sia metodi quantitativi che hanno la necessità di dati in ingresso molto dettagliati sia metodi qualitativi che necessitano di informazioni più grossolane.

In particolare, per una valutazione qualitativa del rischio si possono utilizzare vari modelli statistico-matematici che mettono in relazione i parametri caratterizzanti ciascun sito analizzato. In realtà, per valutazioni speditive si può ricorrere anche a “metodi a punteggio e peso” (Dimitra Rapti-Caputo et al., 2006) che sono del tutto soggettivi, i quali attraverso l’assegnazione di punteggi e pesi consentono di determinare un indice additivo finale.

Inoltre, la letteratura offre tra i metodi speditivi e qualitativi i sistemi di intelligenza artificiale. Attraverso questi, è possibile costruire delle entità intelligenti (Turing 1950), in quanto tali sistemi sono in grado di individuare un formalismo per rappresentare la conoscenza di un sistema utilizzando un apparato deduttivo di poche regole del tutto generali che permettono di riprodurre i meccanismi del ragionamento umano.

I sistemi intelligenti, quali la logica fuzzy, le reti neurali, le reti neuro-fuzzy e gli algoritmi genetici, cercano di simulare il comportamento della mente umana.

La logica fuzzy, o logica sfocata, è una logica in cui si può attribuire a ciascuna proposizione un grado di verità compreso tra 0 e 1 (Figura 1.1.6). È una logica polivalente ed è un'estensione della logica booleana. È fortemente legata alla teoria degli insiemi sfocati, già intuita da Cartesio, Bertrand Russell, Albert Einstein, Werner Karl Heisenberg, Jan Lukasiewicz e Max Black, e successivamente concretizzata da Lotfi Zadeh (Zadeh, 1965). La logica fuzzy, quindi, è principalmente il mezzo attraverso cui tentare una descrizione quantitativa del linguaggio naturale. I sistemi basati sulla logica fuzzy sono capaci di elaborare regole fuzzy del tipo “if...then...else” a differenza dei sistemi tradizionali. I sistemi fuzzy costituiscono l'effettiva implementazione della logica fuzzy per la soluzione di problemi complessi che sono difficilmente formalizzabili con un algoritmo tradizionale. La costruzione di un sistema fuzzy è dotato di ingressi e uscite. È necessario, quindi, definire a priori gli insiemi fuzzy delle variabili di ingresso e le regole che associano gli ingressi alle uscite.

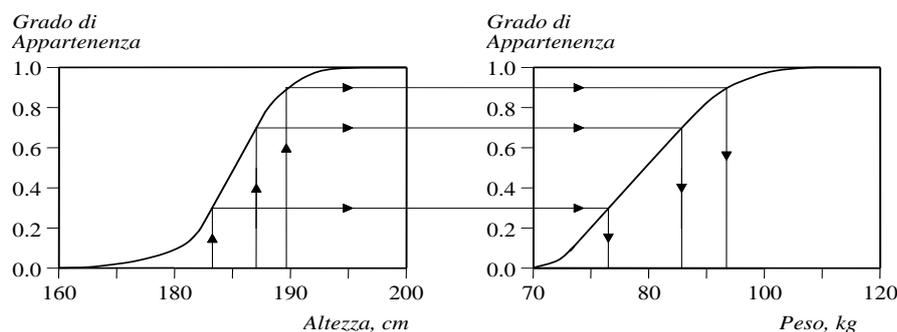


Figura 1.1.6: Inferenza fuzzy.

L'analisi neurale, invece, si avvale di una rete neurale artificiale (ANN, Artificial Neural Network) formata da un gran numero di unità indipendenti, connesse le une alle altre mediante dei collegamenti, similmente alla struttura del nostro cervello, in cui le unità sono i neuroni e i collegamenti gli assoni e le sinapsi. Le ANN ricevono un input e producono un output senza avere un processo algoritmico con un insieme di regole che descrivano completamente un problema. Le reti neurali artificiali sono delle reti di elementi interconnessi semplici detti neuroni. Questi ultimi sono connessi fra loro e si scambiano informazioni. Esiste quindi un “valore di accoppiamento” fra due qualsiasi

neuroni connessi. Quindi, dati i neuroni  $i$  e  $j$ , questo “valore di accoppiamento” è detto peso  $w_{i,j}$ . Ciascun neurone  $i$  è caratterizzato dalla sua funzione di attivazione  $f$ .

I modelli neurali (Figura 1.1.6.) più usati sono “Dot-product neuron” in questo modello, dato un neurone  $i$  si esegue la media ponderata come somma delle uscite dei neuroni ad esso collegati:

$$P_i = \sum w_{ij} s_j \quad (1.1.1)$$

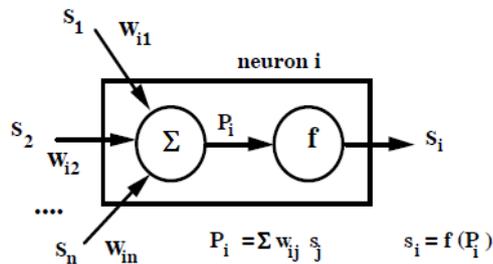


Figura 1.1.7: Modello neurale.

Inoltre, dall’unione della logica fuzzy e della rete neurale nasce la rete neuro-fuzzy, vantaggiosa rispetto ad una rete neurale in quanto la struttura può essere rappresentata attraverso regole linguistiche. I nodi che costituiscono una rete neuro-fuzzy non hanno dei pesi, come in un sistema basato su rete neurale e l’addestramento della rete avviene con algoritmi di back-propagation. I modelli neuro-fuzzy (Figura 1.1.8) apprendono conoscenza dei dati attraverso gli algoritmi di funzionamento tipici delle reti neurali. In realtà si tratta di reti neurali strutturate su diversi livelli che, partendo dagli input e dagli output correlati, generano autonomamente sistemi di regole fuzzy che guidano il processo di costruzione dell’output.

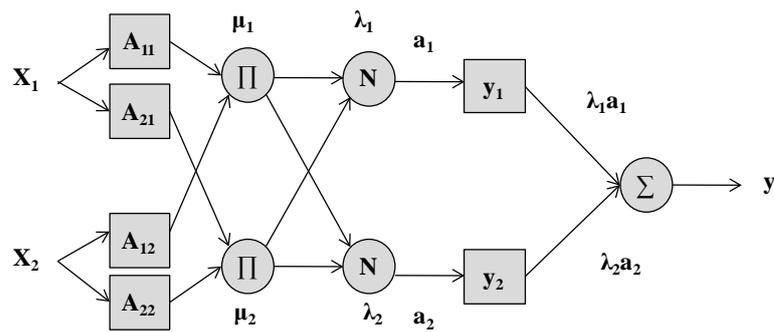


Figura 1.1.8: Architettura di una rete neuro-fuzzy.

I tre sistemi di intelligenza artificiale si distinguono tra di loro per alcuni aspetti: il *sistema di inferenza fuzzy* apprende conoscenza dei dati solo attraverso delle regole fuzzy; la *rete neurale* è in grado di apprendere conoscenza dei dati mediante i pesi delle connessioni sinaptiche; mentre i *sistemi neuro-fuzzy* sono sistemi in grado di apprendere conoscenza dei dati con il paradigma neurale e rappresentarla sottoforma di regole fuzzy.

### 1.1.1. Tecniche per la mitigazione del rischio ambientale

Il rischio ambientale visto in senso ampio interessa i tre comparti ambientali: suolo, acqua e aria, ma in questo lavoro l'attenzione si soffermerà al rischio di inquinamento del suolo. Come ogni sorta di inquinamento, l'inquinamento del suolo ha una certa rilevanza nel ciclo di vita dell'uomo nonché nella catena alimentare. Quindi è necessario intraprendere azioni per contrastare l'insorgenza di tale problematica oppure agire con misure di mitigazione dal momento che ormai l'ambiente è stato contaminato. Nel paragrafo precedente si sono analizzati metodi e modelli per la valutazione del rischio ambientale necessari per una classificazione gerarchica; in questo paragrafo l'attenzione sarà rivolta alle tecniche per evitare di giungere ad un elevato rischio di inquinamento per effetto di un'alta pericolosità delle fonti inquinanti.

Le fonti naturali d'inquinamento delle acque sotterranee sono fondamentalmente di due tipi: puntuali e non puntuali. Le fonti puntuali di inquinamento sono spesso collegate a particolari assetti idrostrutturali che comportano la lisciviazione di rocce o/e minerali particolari da parte di un acquifero. Esempi di questo tipo d'inquinamento puntuale si trovano ovunque. In particolare, le sorgenti di inquinamento puntuale si possono trovare in

regioni a struttura complessa, che danno luogo spesso a sorgenti fortemente mineralizzate, come nel caso delle salamoie che si formano a contatto con i giacimenti petroliferi, nelle aree dove predominano le formazioni saline.

Tra le fonti inquinanti naturali non puntuali c'è il mare, con la sua intrusione all'interno degli acquiferi della terraferma. Questo fenomeno, spesso provocato dallo sfruttamento intensivo degli acquiferi costieri, si manifesta in molte zone del mondo con un trend crescente, progressivo e preoccupante. In particolare nelle tante aree dove non esistono risorse sostitutive di quelle progressivamente insalivate.

In realtà, l'inquinamento delle acque sotterranee nella quasi totalità dei casi è dovuto alle attività antropiche. Le fonti d'inquinamento delle acque sotterranee sono infatti associate ad una vasta serie di attività industriali, agricole, commerciali e domestiche. A queste vanno aggiunte quelle attività o trasformazioni dell'ambiente che, pur non producendo esse stesse inquinamento, possono concorrere in modo rilevante se non determinante alla trasmissione dell'impatto direttamente alle acque sotterranee.

In particolare, tra le fonti inquinanti rientrano:

- gli insediamenti industriali, assimilabili e connessi;
- le discariche di rifiuti;
- le attività minerarie ed estrattive;
- gli insediamenti urbani, equiparabili e connessi;
- le vie di comunicazione e infrastrutture di collegamento;
- le attività agricole;
- le attività zootecniche;
- altre attività che coinvolgono i sistemi acquiferi.

Quindi, volendo individuare delle tecniche di mitigazione del rischio non si farà altro che adottare delle misure cautelative affinché le attività antropiche non vadano a creare un'alterazione del normale equilibrio ambientale. Ad esempio, come misura di mitigazione relativa agli scarichi industriali è necessario che essi non vengano confluiti negli scarichi urbani perché i trattamenti delle acque per il rilascio al corpo recettore devono essere necessariamente differenti. Nel caso delle discariche per rifiuti, i trattamenti di mitigazione del rischio sono vari come l'impermeabilizzazione del corpo discarica; ma spesso non è sufficiente come ad esempio azione di protezione per l'ambiente.

## 1.2. LOGICA FUZZY

La logica fuzzy è una logica non binaria, che prende spunto dalla filosofia buddista, per la quale il mondo viene visto come un qualcosa di continuo. La vera teorizzazione della logica fuzzy deriva dall'ingegnere americano di origine persiana Lotfi Zadeh che la propose nel lontano 1965 nell'articolo intitolato "Information and control". La logica fuzzy, molto in voga negli ultimi anni, può essere descritta, in senso stretto, come un sistema logico creato come sviluppo naturale della logica a valori multipli, in senso ampio, come l'equivalente della teoria degli *insiemi fuzzy*. Oggi viene intesa come la teoria degli insiemi fuzzy con le sue vaste applicazioni.

Tale logica abbatte i principi aristotelici di non contraddizione e del terzo escluso della logica tradizionale. In sostanza il principio di non contraddizione afferma che se  $X$  è un generico insieme e  $x$  un generico elemento, allora  $x$  può appartenere all'insieme  $X$  o non appartenere. Formalmente si ha:

$$X \cap X^c = \emptyset \quad (1.2.1)$$

cioè se  $x$  è un elemento di  $X$ , esso non può contemporaneamente appartenere anche a  $X^c$  (l'insieme complementare).

Il principio del terzo escluso, invece, afferma che l'unione dell'insieme  $X$  e del suo complemento  $X^c$  costituiscono l'universo del discorso. Quindi formalmente si scrive:

$$X \cup X^c = 1 \quad (1.2.2)$$

Questo sistema di rappresentazione della realtà è però piuttosto rigido e non tiene conto della sua naturale trasformazione. Quindi, i classici principi aristotelici cadono nella logica fuzzy. In pratica, nella logica fuzzy una variabile può assumere valori compresi nell'intervallo 0 e 1. Tali valori rappresentano il grado di appartenenza di un dato reale ad una specifica classe. La classe fuzzy è un insieme fuzzy, ossia un insieme di coppie ordinate costituite dal dato reale e dal grado di appartenenza:

$$A = \{x, \mu_a | x \in X\} \quad (1.2.3)$$

dove  $\mu_a$  è la funzione di appartenenza (fig. 1.2.1), ossia quella funzione costituita da un intervallo di fuzzificazione variabile e che associa ad ogni valore reale un grado di appartenenza a quella particolare classe fuzzy.

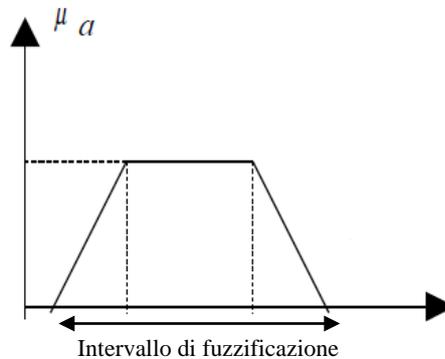


Figura 1.2.1: Funzione di appartenenza ( $\mu_a$ ).

Il grado di appartenenza potrebbe facilmente indurre a confondersi con il concetto di probabilità, ma in realtà la differenza è sostanziale: la probabilità di un dato evento restituisce la frequenza relativa con cui possono presentarsi gli oggetti di un determinato insieme, mentre la funzione di appartenenza fornisce informazioni sulla somiglianza esistente tra un dato oggetto ed una proprietà definita in modo vago.

In questo modo i sistemi fuzzy affrontano i dati e la loro manipolazione con maggiore flessibilità rispetto ai sistemi tradizionali. La logica bivalente (o classica), in realtà, si occupa solo di ciò che è completamente vero e di conseguenza di ciò che è completamente falso. La logica fuzzy, invece, estende il suo interesse anche a ciò che non è completamente vero, a ciò che è verosimile od incerto. In pratica la logica fuzzy si basa su un approccio linguistico, in cui parole o frasi del linguaggio naturale vengono usate al posto dei numeri. Tale approccio, infatti, semplifica concetti e situazioni che potrebbero risultare complessi utilizzando la logica tradizionale. In particolare la logica fuzzy opera su entità matematiche che sono gli insiemi fuzzy. Questi ultimi obbediscono a regole, strutture e assiomi del tutto simili a quelle dell'insiemistica classica. L'unica differenza è che un oggetto può contemporaneamente appartenere a più sottoinsiemi a differenza della teoria classica. L'appartenenza ad un sottoinsieme, nella logica fuzzy, è associata ad un grado d'appartenenza (*degree of membership*).

L'insieme delle regole di deduzione che si devono applicare ad un determinato sistema per ottenere dei risultati tramite l'utilizzo della logica fuzzy rappresenta il processo di

inferenza fuzzy. Le fasi fondamentali nell'approccio fuzzy sono: la definizione delle funzioni di appartenenza, la fuzzificazione, l'inferenza e l'output fuzzy (Fig. 1.2.2).

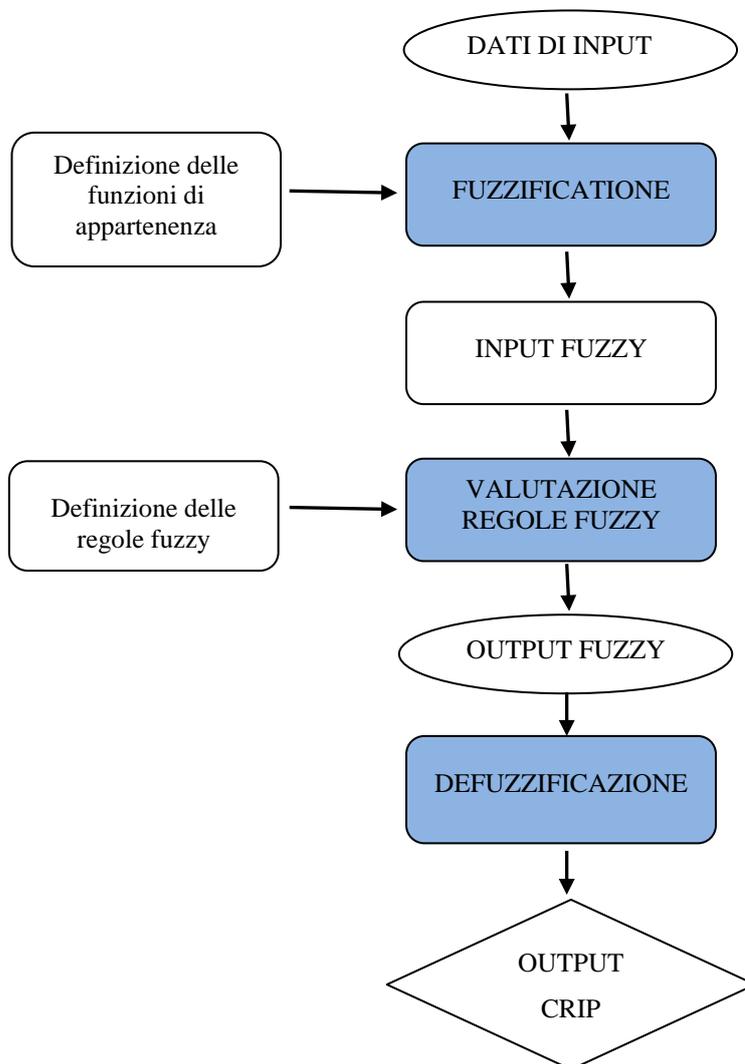


Figura 1.2.2: Le principali fasi in un modello fuzzy.

Il primo passo dell'analisi fuzzy riguarda l'individuazione delle variabili in ingresso al sistema. La definizione delle funzioni di appartenenza è il passo successivo su cui poi si basano tutte le altre operazioni. Tali funzioni, rappresentative degli insiemi fuzzy, possono assumere forme differenti (trapezoidali, triangolari, gaussiane, ecc.) a seconda delle situazioni e per convenzione possono assumere valori compresi tra 0 e 1.

La fase successiva, ossia quella di fuzzificazione, consiste nell'attribuire ad un dato parametro in ingresso il suo grado di appartenenza ai diversi insiemi fuzzy in cui è stato suddiviso il dominio di esistenza del parametro; con tale operazione si normalizzano tutti i dati nell'intervallo [0,1], sicché sono possibili anche confronti tra quantità tra loro

diverse e misurate in scale differenti. L'inferenza è la fase in cui sono applicate le regole di combinazione tra gli insiemi fuzzy e da cui è possibile dedurre un risultato. Le regole sono delle semplici espressioni linguistiche che sono convertite in formalismo matematico con il linguaggio "if...then" della logica stessa. L'output fuzzy è anch'esso un valore di appartenenza che può essere usato sia "puro", come proprietà qualitativa, sia "defuzzificato", come numero reale compatibile con approcci non-fuzzy (Silvert, 2000).

La "defuzzificazione" può essere effettuata con l'utilizzo di diversi metodi; quello più utilizzato è il metodo del baricentro, che consiste nel calcolare il baricentro dell'insieme fuzzy finale e nel restituire il valore dell'ascissa.

### 1.2.1. Gli insiemi fuzzy

Gli insiemi fuzzy (fuzzy set) sono stati introdotti da Zadeh, il quale oltre a fornire la definizione chiara di fuzzy set e individuare le applicazioni nella vita quotidiana, definì le proprietà e le operazioni tra gli insiemi sfuocati creando la teoria dei *fuzzy sets*. Un *fuzzy set* fu definito come una classe di oggetti, con un continuum di gradi di appartenenza, caratterizzato da una funzione di appartenenza (caratteristica) che assegna ad ogni oggetto un grado di appartenenza compreso fra zero ed uno.

L'insieme, sia per la teoria classica sia per quella degli insiemi sfuocati, è visto come un aggregato di elementi caratterizzati da una certa proprietà. La differenza nella definizione tra le due teorie riguarda il tipo di relazione che lega gli oggetti all'insieme. Infatti, la teoria classica parte dal presupposto che si possano distinguere nettamente gli oggetti che appartengono ai diversi insiemi, la teoria degli insiemi sfuocati, invece, considera delle classi dai confini incerti, e ammette che gli oggetti appartengono ad esse solo in una certa misura. Tale sfumatura si ripercuote sui valori assunti dalla funzione caratteristica (o di appartenenza) degli insiemi. Nella teoria classica questa assume solo due valori: zero quando l'oggetto non è un elemento dell'insieme ed uno quando esso appartiene all'insieme. Nella teoria degli insiemi sfuocati, invece, la funzione di appartenenza di un *fuzzy set* può assumere infiniti valori compresi fra zero e uno. Ovviamente, quanto maggiore è il livello di appartenenza di un elemento ad un certo insieme tanto maggiore sarà il valore assunto dalla funzione di appartenenza in

corrispondenza di quell'elemento. Quindi, quando il livello di appartenenza è unitario si ha la piena appartenenza dell'elemento all'insieme.

In definitiva, considerare gli insiemi come *fuzzy sets* e non come insiemi ordinari è di difficile concezione, ma in realtà si tratta di un approccio utile soprattutto nella vita quotidiana quando si incontrano classi dove è innaturale imporre criteri di appartenenza ben definiti.

Infatti, se si considerano i mesi dell'anno (Fig. 1.2.3 e Fig. 1.2.4) e si vogliono distinguere i mesi caldi, secondo la logica tradizionale un mese deve obbligatoriamente appartenere oppure no a quell'insieme. Secondo la logica fuzzy, invece, ad esempio, per il mese di Maggio si può tener conto delle variazioni climatiche nei diversi anni, per cui potrebbe essere considerato un mese caldo, ma comunque meno di quanto lo possano essere i mesi di Luglio ed Agosto. Un insieme fuzzy, allora, permette di definire il grado di appartenenza a quell'insieme. Si dirà quindi, che Giugno, Luglio ed Agosto sono mesi appartenenti all'insieme dei mesi caldi con grado 1, mentre Settembre vi appartiene solo con grado 0.80, Ottobre con 0.20 ecc.. Il grado di appartenenza non è una probabilità, il fatto che Ottobre appartenga con grado 0.20 ai mesi caldi non definisce che appartiene ai mesi non caldi per  $1-0.20=0.80$ .

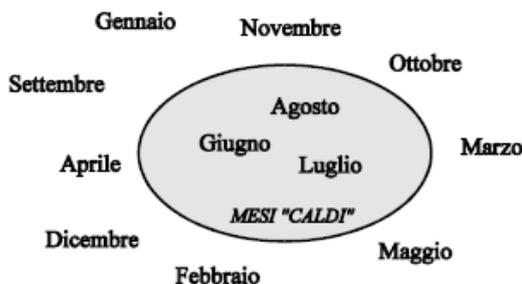


Figura 1.2.3: Esempio di insieme tradizionale.



Figura 1.2.4: Esempio di insieme fuzzy.

Generalmente gli insiemi sfuocati sono un'estensione di quelli ordinari, per cui alcune proprietà e operazioni relative ad essi sono il naturale proseguimento di quelle degli insiemi tradizionali.

Le proprietà e le operazioni più importanti della teoria dei *fuzzy sets* sono:

- Un insieme fuzzy è vuoto solo se la sua funzione di appartenenza è nulla, ossia se nessun elemento appartiene all'insieme.

- Due insiemi fuzzy sono uguali solo se le loro funzioni di appartenenza assumono gli stessi valori su tutti gli elementi.
- La funzione di appartenenza del complemento  $A'$  di un insieme sfuocato  $A$  è definita dalla seguente espressione:

$$f_{A'} = 1 - f_A \quad (1.2.4)$$

- Un insieme  $A$  è contenuto in  $B$  solo se, per ogni elemento, il grado di appartenenza ad  $A$  non supera quello di appartenenza a  $B$

$$f_A \leq f_B \quad (1.2.5)$$

- L'unione di due fuzzy sets,  $A$  e  $B$  genera un insieme sfuocato  $C$  la cui funzione caratteristica è definita dalla seguente espressione:

$$f_C = \max[f_A(x), f_B(x)] \quad (1.2.6)$$

- L'intersezione di due insiemi sfuocati,  $A$  e  $B$ , è un fuzzy set la cui funzione di appartenenza si ricava dalla relazione:

$$f_C = \min[f_A(x), f_B(x)] \quad (1.2.7)$$

Nonostante, sia abbastanza semplice concepire un insieme come insieme sfuocato, non è invece immediato determinare e definire la funzione di appartenenza. Naturalmente, ciò non significa che la scelta della funzione di appartenenza è del tutto arbitraria; infatti proprio nell'ambito della classificazione automatica, ad esempio, sono stati messi a punto algoritmi in grado di individuare sotto-insiemi fuzzy e di determinare le funzioni di appartenenza. Il grado di appartenenza ad una determinata funzione individua quanto un elemento appartiene ad un generico insieme  $A$ , inteso anche come il grado di verità dell'affermazione. A questo punto si può affermare che i numeri fuzzy sono strumenti utili, specialmente quando si lavora con quantità numeriche imprecise. L'utilizzo della teoria degli insiemi fuzzy, quindi, permette di rappresentare tali numeri correttamente,

in quanto nasce dall'esigenza di trovare una strumentazione logico-matematica, capace di unire le capacità proprie del linguaggio naturale, di rappresentazione della polivalenza e dell'indeterminazione, con i vantaggi della formalizzazione algebrica e della rappresentazione numerica.

### 1.2.2. Le funzioni di appartenenza fuzzy

Una funzione di appartenenza è una funzione che associa un valore (generalmente numerico) al grado di appartenenza all'insieme.

Per convenzione, il numero reale che rappresenta il grado di appartenenza  $[\mu(x)]$  assume valore 0 quando l'elemento non appartiene all'insieme, 1 quando vi appartiene del tutto.

Il concetto di funzione di appartenenza potrebbe essere trasferito anche nella logica tradizionale con la differenza che in questo caso la forma della funzione sarà obbligatoriamente a gradino (Figura 1.2.5) e non sfumata come nel caso della teoria fuzzy (Fig.1.2.6).

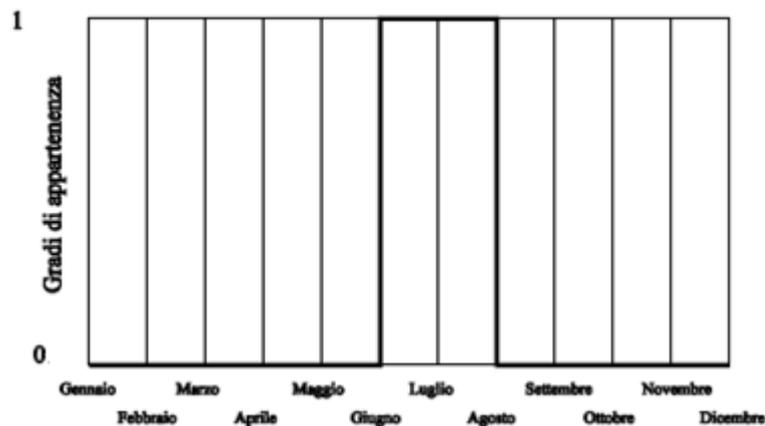


Figura 1.2.5: Esempio di funzione di appartenenza a gradino nel caso di logica tradizionale.

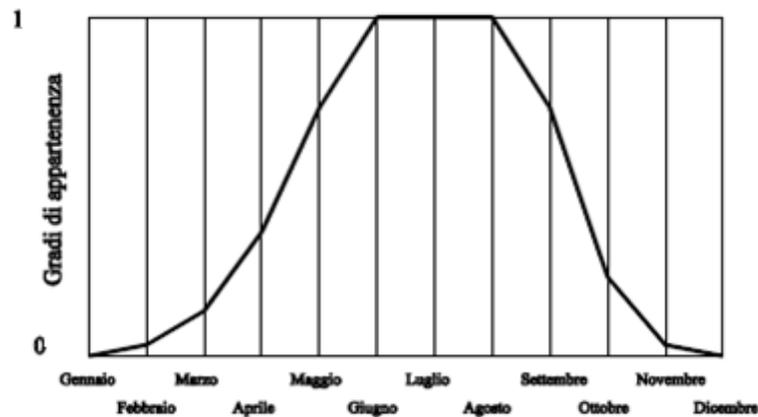


Figura 1.2.6: Esempio di funzione di appartenenza fuzzy.

Le funzioni di appartenenza riferite ad una variabile, inoltre, possono essere in numero maggiore di una. L'unico fondamento delle funzioni di appartenenza è che esse devono essere in grado di descrivere nel modo più realistico possibile il fenomeno da modellare. Le funzioni di appartenenza possono assumere diversi andamenti: lineari (come le funzioni triangolari o trapezoidali), gaussiane, a campana, e di qualsiasi altra forma idonea alla descrizione del fenomeno. Nella definizione delle funzioni di appartenenza è necessario rappresentare in modo soddisfacente l'andamento del fenomeno analizzato e individuare il numero di parametri ossia i gradi di libertà di ogni curva.

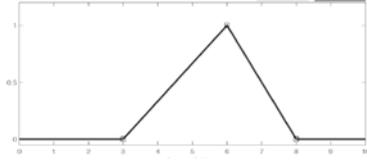
Tra le funzioni di appartenenza quelle maggiormente utilizzate sono le triangolari (Figura 1.2.7) e le trapezoidali (Figura 1.2.8): le prime sono caratterizzate da un andamento triangolare mentre le seconde da uno trapezoidale. Il vantaggio di queste funzioni sta nella loro semplicità.

La funzione di appartenenza triangolare dipende da tre parametri scalari  $a$ ,  $b$  e  $c$  ed è data dalla seguente espressione:

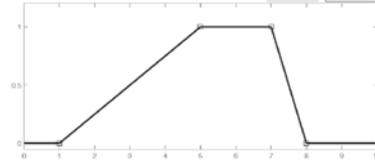
$$f(x; a, b, c) = \max\left(\min\left(\frac{x-a}{b-a}, \frac{c-x}{c-b}\right), 0\right) \quad (1.2.8)$$

mentre quella trapezoidale dipende da quattro parametri scalari ( $a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$ ), come mostrato nella formula seguente:

$$f(x; a, b, c, d) = \max\left(\min\left(\frac{x-a}{b-a}, 1, \frac{d-x}{d-c}\right), 0\right) \quad (1.2.9)$$



**Figura 1.2.7: Funzione di appartenenza triangolare.**

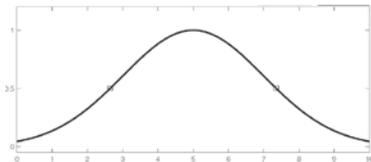


**Figura 1.2.8: Funzione di appartenenza trapezoidale.**

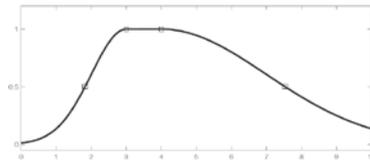
Esistono ulteriori funzioni più complesse come la funzione Gauss formata da una curva gaussiana semplice (Fig.1.2.9) che dipende dai parametri  $\sigma$  e  $c$  (Eq. 1.2.10) e la funzione Gauss2 (Fig. 1.2.10) nata dalla fusione di due differenti funzioni gaussiane e dipendente da quattro parametri,  $\sigma_1$  e  $c_1$ , che definiscono la forma della funzione nella parte sinistra, e  $\sigma_2$  e  $c_2$ , che definiscono la forma della funzione nella parte destra. Inoltre, tra le funzioni di questo genere esiste la funzione di appartenenza a campana (Gbell) (Fig. 1.2.11) che è un ibrido della funzione gaussiana, ed è utilizzata soprattutto per gestire insiemi non fuzzy e dipende da tre parametri,  $a$ ,  $b$  e  $c$  (Eq. 1.2.11).

$$f(x; \sigma, c) = e^{-\frac{(x-c)^2}{2\sigma^2}} \quad (1.2.10)$$

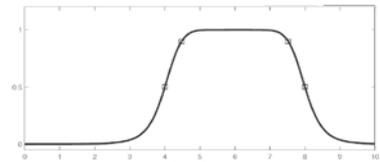
$$f(x; a, b, c) = \frac{1}{1 + \left|\frac{x-c}{a}\right|^{2b}} \quad (1.2.11)$$



**Figura 1.2.9: Funzione di appartenenza Gauss.**



**Figura 1.2.10: Funzione di appartenenza Gauss 2.**



**Figura 1.2.11: Funzione di appartenenza Generalized bell (Gbell).**

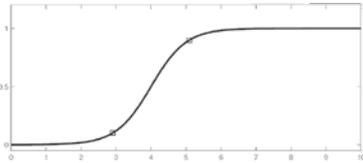
Nonostante la loro semplicità, tali funzioni non sono utilizzabili per rappresentare l'asimmetria, che risulta importante in alcune applicazioni.

Per far fronte ad un'eventuale asimmetria, infatti, si può ricorrere ad un altro tipo di funzione, quale la funzione sigmoideale (Fig. 1.2.12) che può avere asimmetria a destra o a sinistra e con un asintoto orizzontale ed è governata dai parametri  $a$  e  $c$  ( Eq. 1.2.12).

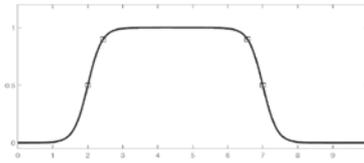
$$f(x; a, c) = \frac{1}{1 + e^{-a(x-c)}} \quad (1.2.12)$$

In aggiunta a questa si hanno ulteriori funzioni anch'esse asimmetriche, la funzione di appartenenza Dsigm e Psigm rappresentate in Figure 1.2.13 e 1.2.14 e descritte dall'equazione (1.2.13) dipendente da quattro parametri  $a_1, c_1, a_2$  e  $c_2$ .

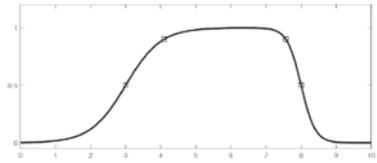
$$f(x; a, c) = \frac{1}{1 + e^{-a(x-c)}} \quad (1.2.13)$$



**Figura 1.2.12: Funzione di appartenenza Sigmoideale.**



**Figura 1.2.13: Funzione di appartenenza Pi.**



**Figura 1.2.14: Funzione di appartenenza Psig.**

Altre tre funzioni di appartenenza ad esse correlate sono le funzioni Z (Eq.1.2.14), S e Pi, la prima è una funzione asimmetrica aperta a sinistra, la seconda aperta a destra mentre la terza è asimmetrica ma chiusa ad entrambi gli estremi (Figure 1.2.15, 1.2.16 e 1.2.17).

$$\left. \begin{array}{l} 1, \quad x \leq a \\ 1 - 2 \left( \frac{x-a}{b-a} \right)^2, \quad a \leq x \leq \frac{a+b}{2} \\ 2 \left( \frac{b-x}{b-a} \right), \quad \frac{a+b}{2} \leq x \leq b \\ 0, \quad x \geq b \end{array} \right\} \quad (1.2.14)$$

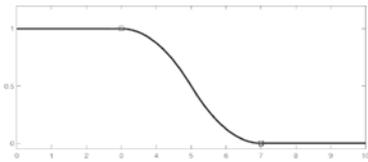


Figura 1.2.15: Funzione di appartenenza Z.

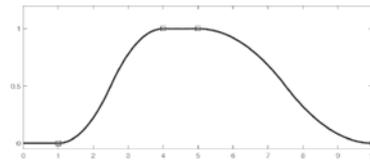


Figura 1.2.16: Funzione di appartenenza Pi.

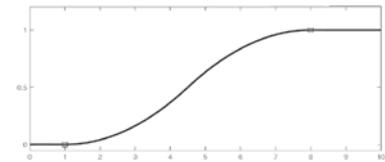


Figura 1.2.17: Funzione di appartenenza S.

### 1.2.3. Le operazioni logiche nella logica fuzzy

Le operazioni logiche sono un punto cardine nella logica fuzzy ed in quella tradizionale; come nella logica tradizionali anche in quella fuzzy gli operatori principali sono: OR, AND e NOT (Eq.1.2.15, 1.2.16, 1.2.17):

$$A \text{ and } B = \min(A, B) \tag{1.2.15}$$

$$A \text{ or } B = \max(A, B) \tag{1.2.16}$$

$$\text{not } A = 1 - A \tag{1.2.17}$$

In particolare con la notazione NOT (Eq. 1.2.17 e 1.2.18) si ha il complemento di un insieme fuzzy A, e si indica con  $\bar{A}$ , l'insieme fuzzy caratterizzato dalla seguente funzione di appartenenza è:

$$\mu_{\bar{A}}(x) = 1 - \mu_A(x) \tag{1.2.18}$$

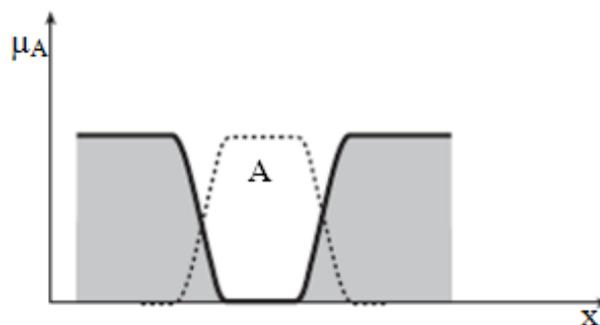


Figura 1.2. 18: Esempio di operazione NOT (complemento di A).

L'operazione OR (Eq. 1.2.15 e 1.2.19) rappresenta un'operazione di unione tra due insiemi fuzzy A e B che dà origine ad un insieme fuzzy C la cui funzione di appartenenza è data da:

$$\mu_C(u) = \max[\mu_A(u), \mu_B(u)] \quad (1.2.19).$$

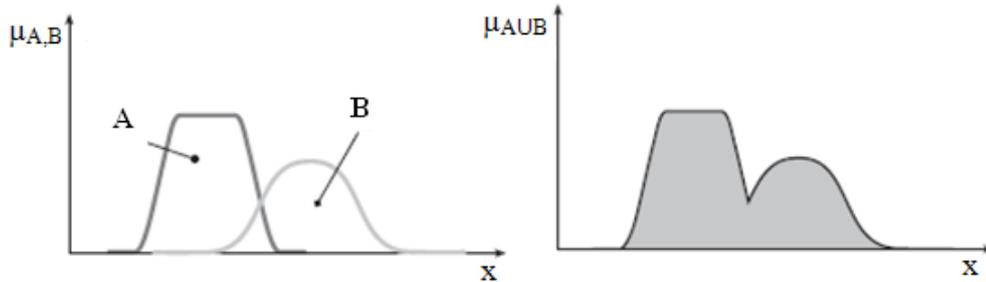


Figura 1.2.19: Esempio di operazione OR (unione tra A e B, grafico a destra).

L'operazione AND (Eq.1.2.16 e 1.2.20), invece, non è altro che un'operazione di intersezione, ossia quella tra due insiemi A e B che restituisce un insieme C caratterizzato dalla seguente funzione di appartenenza:

$$\mu_C(u) = \min[\mu_A(u), \mu_B(u)] \quad (1.2.20).$$

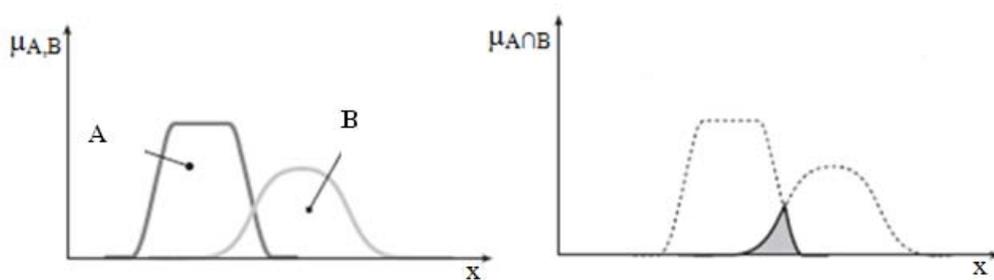


Figura 1.2.20: Esempio di operazione AND (intersezione tra A e B, grafico a destra).

#### 1.2.4. Le regole fuzzy

Le regole fuzzy rappresentano un modo per mettere in relazione una descrizione di un fenomeno in termini linguistici con un'azione da svolgere, espressa anch'essa in termini linguistici. In pratica, tali regole sono rappresentazioni di inferenze logiche fatte su composizioni di proposizioni fuzzy, nella forma (X è LX), dove X è una variabile detta variabile linguistica è nome dell'insieme fuzzy e LX rappresenta l'etichetta che denota

un insieme fuzzy definito per quella variabile. Le regole si compongono di un antecedente, da cui viene ricavato, per inferenza fuzzy, il grado di verità di un conseguente. Anche se antecedenti e conseguenti, in linea di principio, possono essere costituiti da una qualunque combinazione di proposizioni fuzzy, nella maggior parte delle applicazioni ci si limita ad avere regole in cui gli antecedenti e i conseguenti sono in congiunzione tra di loro. Quindi, le regole sono rappresentate nella forma:

*if (X is LX) and (Y is LY) and ... and (Z is LZ) then (U is LU) and ... and (V is LV)*

Generalmente le regole si compongono di antecedenti multipli che equivalgono ad un sistema a più ingressi.

Ad esempio una regola può essere: se la temperatura (T) è alta e la pressione (P) è alta, allora la quantità di gasolio (Qg) da fornire al bruciatore dell'impianto deve essere ridotta di molto, in termini logici si scrive: *if (T is Alta) and (P is Alta) then (Qg is Ridotta)*.

Con l'ausilio di regole del tipo "if...then", sarà possibile ricavare l'output per qualsiasi problematica perché con tale istruzione vengono associati gli ingressi alle uscite.

### 1.2.5. La fuzzificazione

La fuzzificazione è una delle fasi dell'approccio fuzzy necessaria a determinare l'output finale. In particolare è il procedimento attraverso il quale le variabili di ingresso vengono convertite in misure fuzzy in funzione della loro appartenenza a determinate classi come ad esempio Molto bassa, Bassa, Media, Alta, Molto alta. Tale conversione da grandezze deterministiche a fuzzy viene effettuata attraverso le funzioni di appartenenza predefinite per quelle classi. Quindi data una funzione di appartenenza  $\mu_A$  e un valore  $x^\circ$  la conversione di  $x^\circ$  in un insieme fuzzy consiste nel complemento dell'insieme A in corrispondenza dell'ordinata  $\mu_A(x^\circ)$  ovvero nell'insieme. Se consideriamo una funzione di appartenenza  $\mu_A$  e un valore  $x^\circ$ , la conversione di  $x^\circ$  in un insieme fuzzy consiste nel complemento dell'insieme A in corrispondenza dell'ordinata  $\mu_A(x^\circ)$  ovvero nell'insieme:

$$A' = \{x \mid \mu_{A'}(x) = \min(\mu_A(x^\circ), \mu_A(x))\} \quad (1.2. 21).$$

Se il valore  $x^\circ$  intercetta più di una funzione di appartenenza si avrà un grado di appartenenza per ciascuna funzione pari al valore dell'intercetta con l'asse delle ordinate.

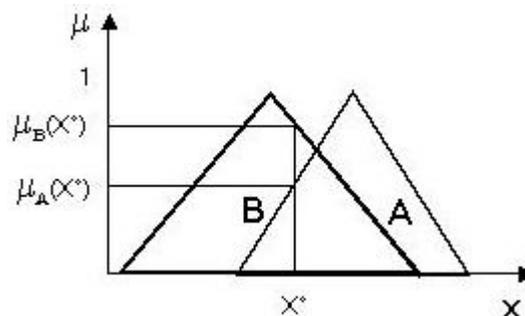


Figura 1.2.21: Funzione di appartenenza della variabile X.

Infatti se consideriamo tre variabili di ingresso P, T, U e un'uscita Z, ognuna delle quali con funzioni di appartenenza Basso, Medio ed Alto (Fig.1.2.22).

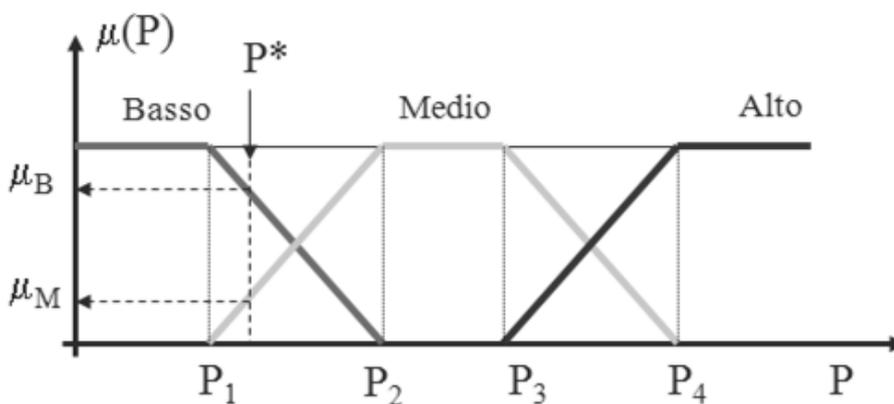


Figura 1.2.22: Processo di fuzzificazione per la variabile P.

La regola tipo di questo sistema fuzzy sarà del tipo seguente (Eq. 1.2.22):

*if (P è Basso) and (T è Medio) and (U è Alto) then (Z è Medio)*  
(1.2.22),

dove l'operatore tra gli antecedenti è l'AND, cioè questa regola ha un peso se e solo se ognuno dei tre antecedenti (P è Basso), (T è Medio) e (U è Alto) sono verificati. Se invece dell'operatore AND ci fosse stato l'OR la regola sarebbe stata (1.2.23):

*if (P è Basso) or (T è Medio) or (U è Alto) then (Z è Medio)* (1.2.23)

quindi avrebbe restituito un risultato solo se uno dei tre antecedenti si fosse verificato.

L'operazione che deve compiere il sistema fuzzy nella fase di fuzzificazione consiste nell'individuare i fuzzy set delle variabili di input in funzione del valore attuale delle variabili stesse (valore delle variabili nell'istante desiderato) e calcolarne il grado di appartenenza a ciascun insieme. Guardando all'esempio in Fig. 1.2.22 relativo alla variabile P, si ha che per il valore di input pari a  $P^*$  l'operazione di fuzzificazione individua l'appartenenza alla classe Basso con grado pari a  $\mu_B$  e alla classe Medio pari a  $\mu_M$ , per cui secondo la regola 1.2.22. il grado di appartenenza che la soddisfa è  $\mu_B$ .

### 1.2.6. L'inferenza fuzzy

L'inferenza fuzzy è il processo di mappatura partendo da uno spazio di input e giungendo ad un opportuno spazio di output utilizzando le regole fuzzy. Tali regole non sono rappresentate da complicati modelli matematici ma da semplici espressioni linguistiche, che vengono convertite in formalismo matematico con il linguaggio "if-then-else" della logica fuzzy, come visto nel paragrafo 1.2.4. Solitamente le regole si compongono di due parti (if-then): l'antecedente che definisce la condizione e il conseguente che definisce l'azione. In realtà è possibile definire anche una regola "Else" che entra in causa nel momento in cui nessuna delle regole è stata soddisfatta ovvero quando le "Then" sono debolmente soddisfatte.

Quindi l'inferenza è quel procedimento attraverso cui viene determinato l'output fuzzy a partire dagli antecedenti. La letteratura propone diversi metodi di inferenza fuzzy ma quelli più utilizzati sono:

- Il metodo del Min-Max.
- Il metodo del Max-Dot.
- Il metodo di inferenza di Yager.
- Il metodo di Sugeno di ordine 0 e 1.

Il *metodo di inferenza fuzzy del Min-Max* determina la funzione di appartenenza di uscita, ad esempio Z se si valuta l'espressione 1.2.23, tagliando superiormente la funzione di appartenenza. In questo modo se la funzione è triangolare (Fig. 1.2.23) assumerà la forma di un trapezio con altezza  $\mu(Z)$ .

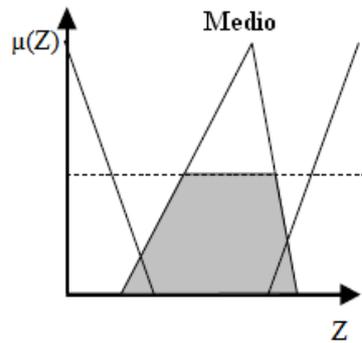


Figura 1.2.23: Metodo di inferenza Min-Max.

Il *metodo di inferenza fuzzy Max-Dot* non tronca la funzione di appartenenza individuata dalla regola fuzzy al valore  $\mu(Z)$  ma la funzione di appartenenza viene moltiplicata per il medesimo valore, portando alla riduzione della figura e non al suo troncamento (Fig. 1.2.24).

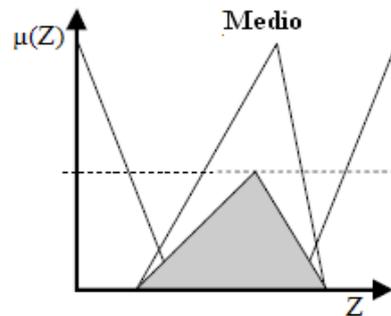


Figura 1.2.24: Metodo di inferenza Max-Dot.

Il *metodo di inferenza fuzzy di Yager* calcola il valore della funzione di appartenenza di uscita crisp  $Z_i$  in funzione dei valori  $Z_L$  e  $Z_R$  che sono ottenuti (Fig. 1.2.25) attraverso l'intersezione della funzione di appartenenza di uscita con la retta orizzontale individuata dal valore di verità dell'antecedente  $\mu(Z)$ . In definitiva il valore  $Z_i$  viene calcolato come media aritmetica tra i valori  $Z_L$  e  $Z_R$ .

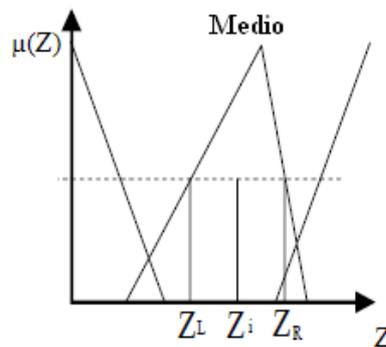


Figura 1.2.25: Metodo di inferenza di Yager.

Il *metodo di inferenza fuzzy Sugeno* sembra allontanarsi dagli standard della logica fuzzy, ciò nonostante, svolge un ruolo fondamentale nella realizzazioni dei sistemi automatici. Questi ultimi sono in grado di produrre algoritmi fuzzy attraverso l'addestramento generato da esempi reali e non dalla conoscenza di un esperto della problematica che si vuole affrontare. Dagli studi eseguiti è emerso che le soluzioni ottenute non alterano sensibilmente la qualità dei sistemi che utilizzano anche per le variabili di uscita gli insiemi fuzzy.

Il metodo Sugeno suggerisce diversi sotto-metodi, ma quelli più usati solo di ordine 0 e di ordine 1. Nel metodo di Sugeno di ordine 0 ciascuna regola ha come conseguente un valore crisp della variabile d'uscita fissato. Nel metodo d'inferenza di Sugeno di ordine 1, invece, il valore del conseguente non è un valore fisso, ma è una combinazione lineare degli ingressi. Ad esempio se gli ingressi del sistema fuzzy sono P e T, l'uscita per ogni regola è data dalla seguente formula:

$$Z = a + b \cdot P + c \cdot T \quad (1.2.24)$$

dove  $a$ ,  $b$  e  $c$  sono dei coefficienti che variano da regola a regola.

### 1.2.7. La defuzzificazione

L'output ottenuto dall'inferenza fuzzy spesso risulta inutilizzabile, quindi occorre pertanto riconvertirlo in un valore deterministico attraverso un'operazione detta di defuzzificazione. La defuzzificazione è il processo inverso della fuzzificazione, ovvero dato un insieme fuzzy restituisce un valore numerico rappresentativo di quell'insieme. Per ottenere questo risultato sono state proposte diverse metodologie di calcolo per le

quali non esiste nessun fondamento scientifico. Il criterio di scelta dell'una o l'altra metodologia, dal punto di vista ingegneristico, consiste nella semplicità computazionale. A tal proposito le metodologie più ricorrenti sono le seguenti:

- *Metodo del centroide*: il valore numerico scelto per l'uscita viene calcolato come centro di massa dell'insieme fuzzy.
- *Metodo della bisettrice*: l'output è l'ascissa della bisettrice dell'area sottesa al set di dati fuzzy.
- *Metodo middle of maximum*: il valore in uscita è determinato come la media dei valori massimi (Mom: middle of maximum).
- *Metodo Largest of maximum*: il valore numerico in uscita viene calcolato come il massimo dei massimi (Lom: Largest of maximum).
- *Metodo Smallest of maximum*: il valore di output è rappresentato dal valore minimo in uscita (Som: Smallest of maximum).

Tra i metodi presenti in letteratura quelli più comuni sono il metodo del centroide, il metodo middle of maximum e largest of maximum.

Nel *metodo middle of maximum* l'output è ottenuto come media aritmetica dei valori di  $y$  in corrispondenza dei quali è massima l'altezza del fuzzy set inferito dalle regole. Sia  $B'$  il fuzzy set inferito dalle regole e

$$hgt(B') = \{y \mid \mu_{AB'}(xy) = \text{Sup}_{y \in B'} \cdot \mu_A(y)\} \quad (1.2.25)$$

l'insieme dei valori di  $y$  per i quali è massima l'altezza  $\mu_{B'}(y)$ . Si ha allora che

$$y_{out} = \frac{\int_{hgt(B')} y \, dy}{\int_{hgt(B')} dy} \quad (1.2.26)$$

il cui significato geometrico è riportato nella figura 1.2.26:

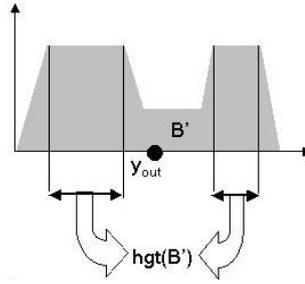


Figura 1.2.26: Significato geometrico del metodo di defuzzificazione Middle of maximum.

Quando, invece, il massimo è soltanto uno, coinciderà con il Maximum. Inoltre con questo metodo è possibile incorrere in un altro difetto, cioè la media dei massimi potrebbe ricadere in una zona in cui la funzione di appartenenza è nulla, quindi dal punto di vista ingegneristico non avrebbe alcun significato.

L'output nel *metodo del centroide* si ottiene come ascissa del baricentro dell'area inferita dalle regole nello spazio dei fuzzy set della variabile di uscita dell'algorithm, o meglio si ottiene come centro di massa. La relazione matematica che consente di ottenere il risultato crisp nel caso di funzione continua è pertanto:

$$y_{out} = \frac{\int y \mu(y) dy}{\int \mu(y) dy} \quad (1.2.27)$$

Mentre nel caso di funzione discreta è:

$$y_{out} = \frac{\sum_i y_i \mu(y_i)}{\sum_i \mu(y_i)} \quad (1.2.28)$$

Questo metodo di defuzzificazione è quello tra tutti più utilizzato, in quanto non presenta particolari difficoltà computazionali (Fig.1.2.27).

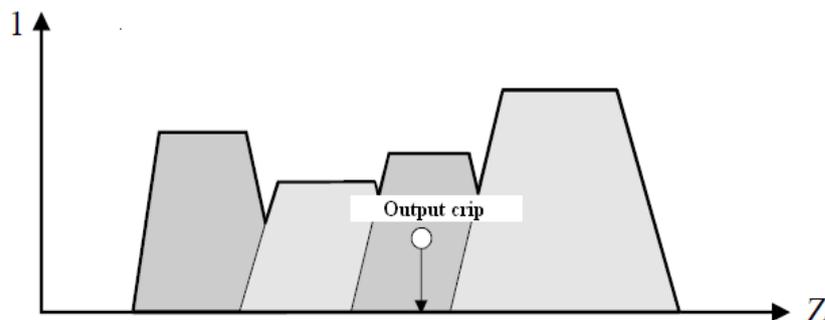
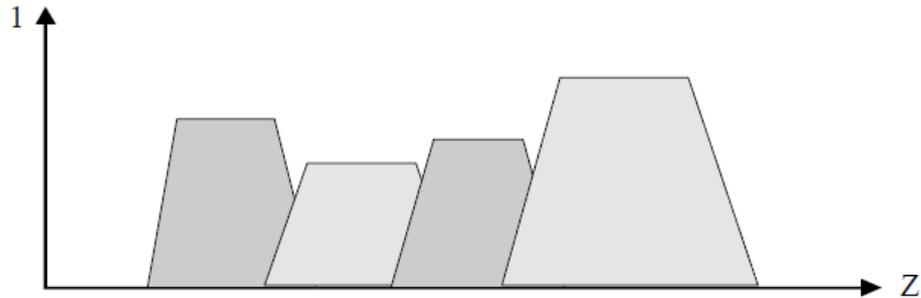


Figura 1.2.27: Metodo di defuzzificazione del Centroide.

Nel metodo *Largest of maximum* uno dei valori delle variabili in corrispondenza del quale il sotto insieme fuzzy ha il suo massimo valore di verità è scelto come valore preciso della variabile d'uscita. Lo svantaggio principale di questo metodo è che non tiene conto della distribuzione della funzione di appartenenza.



**Figura 1.2.28: Metodo di defuzzificazione largest of maximum.**

Il metodo *Smallest of maximum*, invece, ricava come output il valore minimo nell'insieme fuzzy.

### **1.2.8. Le applicazioni della logica fuzzy in letteratura**

Dopo aver discusso del funzionamento di un processo fuzzy, adesso si cercherà un riscontro nell'applicazione dell'approccio fuzzy a problematiche quotidiane o di carattere scientifico-professionale.

Le prime applicazioni pratiche della logica fuzzy risalgono, tuttavia, solo all'inizio degli anni Novanta, soprattutto per il controllo dei processi industriali (A.J. van der Wal, 1995) e della gestione di elettrodomestici (Miha Mraz; 2001) e di mezzi di trasporto (Chung-Hsing Yeh et al., 2000; Dimitris Skarlatos et al., 2004).

In seguito, questo approccio è stato impiegato in vari settori, quali quello ambientale, quello idraulico, quello pedologico, quello medico, nelle scienze naturali, in ingegneria, in informatica e in gran parte dei campi moderni di ricerca. Dimostrandosi anche un valido strumento di ricerca nelle scienze umane, ad esempio nelle scienze sociali (Ragin 2000), in antropologia (Ruiz 1999), nelle ricerche testuali (Choi 2003), in economia (Dolan 1994), negli studi religiosi (Raposa 1993), nelle scienze naturali (Roberts 1986, 1989; Moraczewski 1993; Sattler 1996; hall 1997; Mucina 1997; Olano et al. 1998), in geografia (Fisher 2000; Harris et al. 1993) e in antropologia fisica (Willermet, Hill

1997). Una recente applicazione della logica fuzzy ai modelli predittivi in archeologia è stata proposta da Hatzinikolaou et al. 2003.

La logica fuzzy fornisce un potente e conveniente strumento per la classificazione delle condizioni ambientali e per la descrizione dell'evoluzione naturale ed antropica. Il vero potere della metodologia deriva dalla capacità di integrare diversi tipi di osservazioni in modo da consentire un buon equilibrio tra le osservazioni favorevoli e sfavorevoli e tra incommensurabili effetti come gli impatti sociali, economici e biologici. In molteplici studi la logica fuzzy viene utilizzata per la valutazioni di indici ambientali, infatti nell'ambito della botanica è stata utilizzata per l'individuazione dell'indice di idoneità all'habitat per le foreste tugai (Rüger N. et al., 2004) ovvero si tratta di un indice di supporto alla valutazione delle condizioni ambientali idonee alla costituzione o alla sopravvivenza di foreste tugai.

Anche nella valutazione della qualità delle acque spesso si va alla ricerca di un indice, come per la laguna di Orbetello, che è soggetta a frequenti e imprevedibili fioriture di macroalghe, che rappresentano uno dei maggiori problemi ambientali dell'eutrofizzazione della laguna. Infatti per far fronte a questa problematica si è determinato uno stimatore fuzzy della fioritura basato semplicemente su alcuni parametri di qualità dell'acqua, come: temperatura, ph, ossigeno disciolto e potenziale di ossido-riduzione. Le regole fuzzy per la realizzazione dell'algoritmo fuzzy sono state dedotte dall'analisi di dati sperimentali raccolti in 11 mesi. Nonostante l'esiguo campione di dati, il modello fuzzy è risultato sufficientemente adeguato per la previsione della fioritura algale e di conseguenza per intraprendere un'azione preventiva a riguardo (Marsilli - Libelli, 2004).

Inoltre, Silvert nel 2000 applica tale metodologia per valutare un indice di qualità delle acque marine nel caso di maricoltura, considerando nell'analisi la flora marina e la fauna ittica.

Nonostante esistano vari metodi per la valutazione della qualità delle acque, si può ricorrere alla logica fuzzy se le serie di dati sono incerti o poco chiari. Difatti uno studio eseguito sulle acque di un fiume nel sud di Taiwan ha fornito risultati confrontabili con gli output generati dalla procedura convenzionale Water Quality Index (WQI) su una serie di dati raccolti in 7 anni. L'approccio fuzzy, in genere, è risultato applicabile

all'interpretazione corretta delle incertezze e all'armonizzazione delle differenze di problematiche del mondo reale (Ni-Bin Chang et al., 2001).

Sempre per la capacità di gestione del grado di incertezza insito nei dati, vari autori hanno applicato la logica fuzzy alla valutazione di rischi ambientali su larga scala, come la vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi. Infatti in Macedonia è stato usato il GIS accoppiato alla logica fuzzy e all'analisi multicriteri al fine di ottenere una mappa di vulnerabilità del sistema acquifero (A. Gemitzi et al., 2006).

Le applicazioni della logica fuzzy nel campo ambientale negli ultimi tempi sono sempre maggiori. In particolare è stata utilizzata per ricavare scenari differenti di rischio di aggregazione ambientale legato allo scarico dei rifiuti di perforazione in ambiente marino, inoltre è stata aggregata anche un'analisi gerarchica per individuare lo scenario migliore e l'analisi di sensitività per una valutazione della sensibilità degli schemi di ponderazione per la scelta dello scenario (Rehan Sadiq et al., 2005).

La valutazione del rischio legato al trasporto di sostanze pericolose su strada è stata effettuata utilizzando la logica fuzzy in alternativa al metodo Monte Carlo che ha un onere computazionale maggiore e non gestisce al meglio la scarsità di dati e l'incertezza (Bonvicini, 1998).

Inoltre C. S. P. Ojha et al. fanno frutto dell'approccio fuzzy per la scelta dei siti idonei all'ubicazione di discariche in modo da creare una gerarchia di siti (C. S. P. Ojha et al., 2007).

La modellazione fuzzy è stata applicata anche ai sistemi biologici e agricoli; attraverso la costruzione di un modello semplificato fuzzy si è voluto predire la crescita delle piante in funzione della luce del sole e dell'umidità del suolo (Brian Center and Brahm P. Verma, 1998).

Molto spesso la logica fuzzy è utilizzata come metodo di supporto alle decisioni, come è accaduto per lo stato di Santa Catarina, Brasile, dove è stata applicata per individuare lo scenario migliore dal punto di vista dell'impatto ambientale per l'individuazione di un percorso ottimale per la realizzazione di un'arteria stradale importante (Andrè de Siqueira Campos Boclin et al., 2006).

Anche nel campo dell'archeologia si è fatto ricorso alla logica fuzzy in quanto si ha a che fare con un processo scientifico-deduttivo impreciso, come i tipi archeologici, le culture archeologiche, le fasce d'età e il sesso dei defunti. Quindi, poiché molti concetti

in archeologia sono vaghi e il modo umano di ragionare è molto più spesso approssimato che esatto, la logica fuzzy può suggerire adeguati risultati (Niccolucci et al., 2003).

La logica fuzzy, inoltre, è stata utilizzata per la realizzazione di uno strumento consolidato per l'eco-progettazione per caratterizzare il profilo ambientale di un prodotto e stabilire la direzione degli interventi di sviluppo, attraverso il calcolo di un indice parametrico calcolato con aritmetica fuzzy (Capelli et al., 2005).

Una corretta gestione di una rete fognaria deve comprendere degli interventi di manutenzione periodica, difatti una scala di scelta ottimale delle priorità di intervento garantisce una migliore efficienza del sistema e consente di minimizzare la frequenza dei dissesti ed i conseguenti costi di riparazione. A tal proposito si è utilizzato un sistema fuzzy per poter individuare l'efficienza dei diversi tronchi della rete in base a parametri intrinseci ed estrinseci del sistema fognario (Del Giudice et al., 2006).

Un'altra branca delle scienze naturali è l'ecologia, la quale non utilizza calcoli e numeri, ma pensieri logici ed espressioni linguistiche e spesso si ritrova ad affrontare un'incertezza non-probabilistica. Le soluzioni per le applicazioni in ecologia, ed in particolare nei settori di: modellistica ambientale, elaborazione di indici ed analisi di dati, sono i modelli fuzzy, i quali sono robusti, in grado di gestire anche informazioni imprecise e non usano complesse formule matematiche ma semplici regole logiche. Gli indici fuzzy permettono di catturare la natura sfumata degli ecosistemi e il reale valore ecologico degli indicatori, operando con variabili qualitative e con classi non ordinali. Come approccio fuzzy per l'analisi di dati sono stati proposti metodi di *fuzzy clustering*, *correlation analysis*, *correspondence analysis*, *synthetic evaluation* e, più recentemente, tecniche adattive: reti neurali che ricavano regole fuzzy da un data set. Le attuali prospettive di ricerca consistono nel migliorare il trasferimento della conoscenza ecologica in sistemi fuzzy, coniugando la competenza scientifica a quella informatica.

In generale, il metodo fuzzy può essere applicato con successo per la simulazione e l'analisi di modelli con parametri incerti, nonché per situazioni differenti, ad esempio per descrivere il comportamento attritivo tra le superfici di scorrimento all'interfaccia di un giunto bullonato (Michael Hanss, 2002). In genere, nelle applicazioni industriali sono frequenti i controlli probabilistici tradizionali, ma sono diventati ormai usuali anche i controlli basati sulla logica fuzzy, essi sono utilizzati per i forni a microonde,

per i sistemi dei treni, per i robot, per gli elettrodomestici e per molte altre strumentazioni. In realtà, si è passati alle applicazioni fuzzy per potersi avvicinare al modo di pensare degli umani. Tutto sommato, il confronto tra un controllo tradizionale e uno fuzzy non permette di individuare quale ha migliore efficienza in quanto si tratta di due sistemi comunque approssimati (Douglas Barrett J. et al., 1997). Generalmente, i processi industriali elettrostatici hanno problemi ingestibili con i metodi classici per cui è preferibile l'utilizzo della logica fuzzy (E. Balog, I. Berta, 2001).

Successivamente alle applicazioni industriali, la logica fuzzy è stata introdotta anche nel campo medico, difatti, oggi si stanno effettuando diversi studi, anche se le applicazioni epidemiologiche restano poche, poco convincenti o insufficientemente sviluppate (Massad et al., 2001).

Inoltre è stata utilizzata anche per la clusterizzazione (*fuzzy clustering analysis*) di risultati provenienti da test tossicologici considerando i primi 10 prodotti chimici MEIC (Sarbu et al., 2000).

Non mancano, inoltre, studi in farmacologia, per modellare l'azione dei farmaci e l'effetto della concentrazione delle sostanze che li compongono (Beth A. Sproule et al., 2002).

La metodologia fuzzy è stata utilizzata anche per una valutazione qualitativa del rischio di infortuni sui luoghi di lavoro, questo metodo è stato validato attraverso diverse applicazioni eseguite in una società italiana di produzione di pneumatici, in un impianto chimico e in una attività edilizia sotterranea (S. Murè et al., 2009).

Nonostante per tutti la metodologia fornisce un risultato speciale ed è in grado di affrontare il fenomeno della vaghezza e dell'incertezza tramite gradi di verità legati ad una scala ordinata, spesso l'approccio fuzzy viene sviluppato matematicamente in maniera differente (Vilem Novaka, 2006).

Solitamente l'approccio fuzzy viene affiancato ad altre applicazioni matematiche per poterne gestire l'incertezza del dato di uscita, infatti il Metodo di Trasformazione (TM) ritenuto un'applicazione pratica dell'aritmetica fuzzy è in grado di quantificare l'incertezza dell'ingresso e del risultato del modello (Gauger et al., 2008).

### 1.3. RETI NEURO-FUZZY

Le reti neurali e la logica fuzzy sono degli approcci per la modellizzazione dei sistemi; essi possono essere inseriti nella vasta categoria dei metodi del *soft computing*. Sia le reti neurali sia gli algoritmi fuzzy risolvono problemi propri del loro dominio sfruttando una loro caratteristica per l'approssimazione di funzioni. In entrambi i casi manca un modello matematico. La *rete neurale* si compone di un black box, ciò non si ha conoscenza di ciò che avviene all'interno del modello ed è difficile trovare delle regole logiche per descrivere gli stati finali. Un ulteriore svantaggio è legato al processo di apprendimento che può essere lungo in termini di tempo e può non convergere. Un aspetto che va annoverato fra i vantaggi delle reti neurali è la tolleranza ai cambiamenti di input e di struttura.

Il *metodo fuzzy* risulta vantaggioso per la sua efficiente ed economica applicazione come base di supporto alle decisioni. Al tempo stesso appare poco vantaggioso per la complessità nella definizione delle regole fuzzy al crescere del numero dei parametri. Infatti in molte situazioni quando il numero di parametri che si considerano nell'analisi è elevato l'applicazione di queste tecniche risulta macchinosa e complessa, per cui si potrebbe ricorrere a modelli neuro-fuzzy (Saad et al., 2004) che riducono la complessità dei modelli, in quanto si avvalgono di un training data (addestramento della rete).

In generale un modello neuro-fuzzy colma le lacune dei sistemi fuzzy da una parte e di quelli neurali dall'altra. L'inferenza fuzzy al contrario delle reti neurali non acquisisce conoscenza dalle relazioni input-output ma ha bisogno di regole euristiche. Il vantaggio di una rete neuro-fuzzy rispetto ad una neurale consiste nel fatto che la struttura può essere rappresentata attraverso regole linguistiche. I nodi che costituiscono una rete neuro-fuzzy non hanno dei pesi, come in un sistema basato su rete neurale e l'addestramento della rete avviene con algoritmi di back-propagation. I modelli adattativi di inferenza neuro-fuzzy ANFIS (Zimmermann 1991; Jang. 1993) acquisiscono conoscenza dai dati mediante gli algoritmi di funzionamento tipici delle reti neurali rappresentandoli mediante regole di tipo fuzzy. Sostanzialmente si tratta di reti neurali strutturate su diversi livelli che, partendo dagli input e dagli output correlati, generano autonomamente sistemi di regole fuzzy che guidano il processo di costruzione dell'output. Come nella logica fuzzy il risultato finale è legato sia alle regole fuzzy sia

alle funzioni di appartenenza. Le funzioni di appartenenza possono essere di vari tipi come per la logica fuzzy.

### 1.3.1. L'architettura delle reti neuro-fuzzy

I modelli neuro-fuzzy a differenza dei modelli fuzzy si avvalgono di un *training data* per acquisire conoscenza dei dati da analizzare. Quindi, gli algoritmi neuro-fuzzy permettono di calibrare le funzioni di appartenenza dell'inferenza fuzzy addestrando una Rete Neurale Artificiale. Per effettuare l'addestramento, ovviamente, è necessario definire una matrice costituita da parametri di input e da un unico valore di output e da un certo numero di epoche; quest'ultimo rappresenta il numero di punti interpolanti la matrice di addestramento, quindi tanto è più alto il numero di epoche tanto più dettagliato sarà il risultato in uscita.

I modelli ANFIS, in realtà, acquisiscono conoscenza dai dati mediante gli algoritmi di funzionamento tipici delle reti neurali rappresentandoli mediante regole di tipo fuzzy. Sostanzialmente si tratta di reti neurali strutturate su cinque diversi livelli (Fig. 1.3.1) che, partendo dagli input e dagli output correlati, generano autonomamente sistemi di regole fuzzy che guidano il processo di costruzione dell'output.

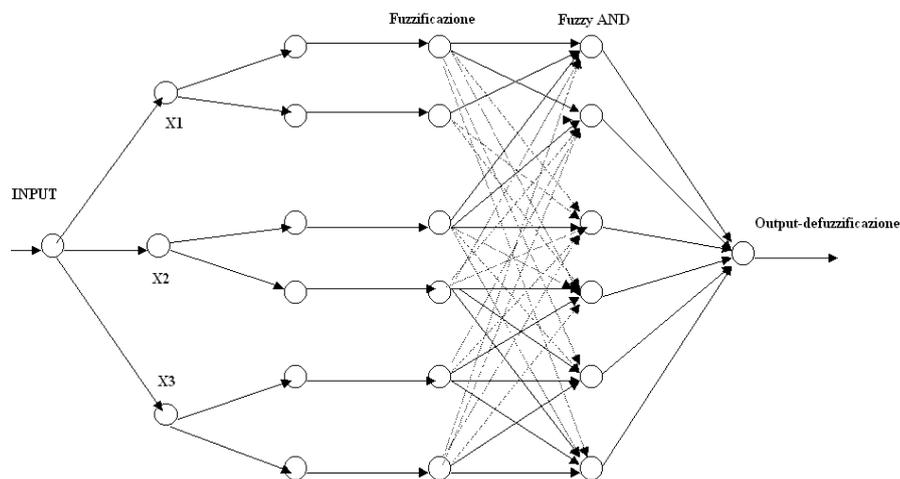


Figura 1.3.1: Struttura di un modello neuro-fuzzy.

Generalmente un modello neuro-fuzzy è caratterizzato da una rete a cinque livelli. I nodi del primo livello incorporano la funzione di appartenenza associata al termine fuzzy rappresentato. In pratica le variabili  $X_i$  rappresentano le variabili linguistiche che sono associate ai termini collocati nei nodi.

I nodi del secondo livello, invece, inglobano gli antecedenti delle regole fuzzy. All'interno di tali nodi viene eseguita esclusivamente l'operazione logica AND fra gli ingressi attivi.

Nel terzo livello, inoltre, ogni nodo calcola il grado di soddisfacimento di ogni regola e restituisce un termine pesato che entra come input nel corrispondente nodo del livello successivo.

I nodi del quarto strato incorporano i conseguenti delle regole. Ciascun nodo accetta in input, oltre a tutte le variabili di ingresso al primo livello, il peso corrispondente che proviene dal livello precedente.

Ed in fine il quinto ed ultimo nodo effettua semplicemente la somma di tutti gli ingressi e restituisce l'output finale del sistema.

### **1.3.2. Il training data nelle reti neuro-fuzzy**

Un modello fuzzy da uno neuro-fuzzy differisce per la capacità di addestramento in grado di generare in automatico le regole fuzzy, tipica delle reti neurali.

In realtà, la logica fuzzy e le reti neurali sono entrambi approcci alla modellazione dei sistemi che possono rientrare nei metodi del *soft computing*. Nonostante tutto, sia le reti neurali sia gli algoritmi fuzzy risolvono problemi propri del loro dominio sfruttando una loro caratteristica capacità di approssimazione di funzioni.

Il processo d'apprendimento o *training data* è ritenuto efficiente quando la rete risolve il problema e l'errore della rete è inferiore ad una certa soglia prestabilita.

La rete simulata risolve un problema di apprendimento con supervisore, intendendo con questo la capacità di generare un modello del sistema in esame partendo da un insieme di coppie ordinate input-output. Inoltre la rete deve essere capace di generare adeguati output in presenza di certi input. Quindi si intende che per input simili corrispondono output simili sulla base di un prefissato errore.

La misura della distanza di un output da un altro o come funzione di fitness può essere rappresentato dal Rapporto Segnale-Rumore (S.N.R.):

$$S.N.R = \frac{(\sum_1^N i s_i^2)}{(\sum_1^N (e_i - e_i)^2)} \quad (1.3.1)$$

dove  $s_i$  indica il campione  $i$ -esimo corrispondente al segnale di target,  $e_i$  indica il campione  $i$ -esimo del segnale di input, che è affetto da rumore.

### 1.3.3. Le applicazioni delle reti neuro-fuzzy in letteratura

Le reti neuro-fuzzy sono dei sistemi nati dall'unione delle reti neurali e dell'inferenza fuzzy. La rete neuro-fuzzy si basa sulla logica fuzzy. Questa teoria, sviluppata per la prima volta da Zadeh nel 1965, è oggi utilizzata in vari settori; inizialmente è stata messa a punto per modificare il concetto di logica binaria avvicinandola al modo di pensare umano, abbandonando, in particolare, la bivalenza vero-falso ed eliminando i noti paradossi. La logica fuzzy insieme alle reti neurali e agli algoritmi genetici è una tecnica di intelligenza artificiale utilizzata nell'ambito industriale e nelle applicazioni scientifiche. Ma in molte situazioni quando il numero di parametri che si considerano nell'analisi è elevato l'applicazione dell'approccio fuzzy risulta macchinoso e complesso, per cui si potrebbe ricorrere a modelli neuro-fuzzy (Saad et al., 2004) in grado di ridurre la complessità dei modelli in quanto si avvalgono di un training data. In particolare, i metodi adattativi di inferenza fuzzy e di reti neurali sono in grado di gestire facilmente le regole fuzzy alla base dell'analisi e di ridurre gli artifici dei modelli fuzzy e neurali (Iyatomi et al., 2004).

Il ricorso ad un'analisi di questo genere rispetto ai modelli neurali non fornisce risultati molto differenti, come valutato ed analizzato da Vieira et al. nel 2004, ma solo un tempo di addestramento abbastanza differente influenzato dall'ordine del modello.

Le reti neuro-fuzzy possono trovare applicazione in molte aree di interesse, di certo sono molto utilizzate nel campo industriale per il controllo automatico dei processi e nei sistemi di controllo, nel campo statistico-scientifico per la classificazione dei dati e l'approssimazione di funzioni, nel campo informatico per il riconoscimento dei caratteri e immagini telerilevate, per la compressione di dati e immagini e per l'eliminazione del rumore e nel campo economico per previsioni finanziarie e di marketing.

Nella letteratura scientifica si ritrovano varie applicazioni di modelli neuro-fuzzy a partire dalla classica gestione dei Humanoid Robots che andranno a sostituire l'uomo in

lavori pericolosi, nel campo medico o nel campo dei servizi (Duško Katic et al., 2003). Le reti neuro-fuzzy sono state utilizzate anche nello studio delle serie temporali dell'attività solare (Abdel-Fattah Attia et al., 2005), nella valutazione dell'inquinamento acustico negli ambienti di lavoro (Zaheeruddin, Garima et al., 2006). Oltre all'applicazioni al campo tecnologico-industriale le reti neuro-fuzzy sono state usate per valutare e definire un metodo efficiente per il controllo in tempo reale delle intersezioni stradali (J.J. Henry et al., 1998). Non mancano le applicazioni ambientali, infatti Hyun-Joo Oha et al. hanno applicato un sistema adattativo neuro-fuzzy (ANFIS) per mappare la suscettibilità da frana (Hyun-Joo Oha et al., in press) in un'area collinare della Malaysia.

La neuro-fuzzy è stata usata anche come base per la progettazione di controlli di azionamento ad invert per veicoli elettrici usando dati sperimentali di laboratorio (Marian B. Gorzalczany, 1999).

Inoltre, è stata impiegata altresì per la realizzazione di filtri per migliorare la qualità delle immagini andando a rimuovere il noise presente su di esse senza la perdita dei piccoli dettagli (Russo, 1999).

Di seguito a titolo di esempio vengono riportati ulteriori studi che si basano sulla logica fuzzy.

La classificazione degli eventi sismici è stata affrontata mediante l'ausilio di una rete neuro-fuzzy considerando per ciascun evento alcuni parametri caratteristici (Muller et al., 1998).

La portata giornaliera di un acquifero carsico del sud-ovest della Francia è stata valutata applicando sia un modello neuro-fuzzy sia neurale; dal confronto è emerso che il modello neuro-fuzzy ha una migliore performance (Bedri Kurtulus et al., 2010).

La valutazione della vulnerabilità degli acquiferi a scala regionale è un grande enigma, infatti diversi studi hanno affrontato questa problematica Dixon nel 2005, l'ha valutata accoppiando l'analisi neuro-fuzzy ad applicazioni GIS. Per valutare la sensibilità dell'analisi neuro-fuzzy, l'autore ha eseguito un'analisi di sensitività da cui è emerso che i modelli neuro-fuzzy sono sensibili alla forma di insiemi fuzzy, al numero di insiemi fuzzy, alla natura dei pesi delle regole e alle tecniche di validazione utilizzate durante i processi di apprendimento. Tutto sommato pare che i modelli neuro-fuzzy siano appropriati per la gestione di dati imprecisi a scala regionale e continentale, quindi

sono da utilizzarsi in un quadro più ampio di GIS, di telerilevamento e di modellistica di trasporto di soluto con l'ausilio di modelli funzionali, meccanicistici e stocastici.

È stato sviluppato, anche, un modello neuro-fuzzy per la valutazione della qualità delle acque in relazione alla sua conducibilità elettrica. In particolare è stato utilizzato un sistema adattativo di inferenza neuro-fuzzy (ANFIS) per la modellazione del rapporto tra i principali cationi disciolti nelle acque sotterranee e la conducibilità elettrica. È stato osservato che il modello ANFIS supera i metodi più tradizionali di modellazione della conducibilità elettrica basato sui solidi totali disciolti nell'acqua. Oltre alle numerica previsione di potenza, un'altra proprietà del modello fuzzy fornito da ANFIS è la sua trasparenza (Tutmez et al., 2006).

Nello studio dei sistemi acquiferi il livello di falda è uno dei principali dati di input, infatti Kholghi M. & Hosseini S.M. nel 2009 applicano il modello neuro-fuzzy e il metodo del kriging per la valutazione dei livelli idrici nella piana di Qazvin (Iran) nelle aree in cui non si avevano dati disponibili. Dal confronto evinsero che il modello ANFIS ha un'efficienza maggiore nella stima del livello delle acque sotterranee rispetto al metodo del kriging. La positività potrebbe essere dovuta al modello ANFIS costituito da due principali approcci: quello FIS che gestisce bene l'ambiguità e l'imprecisione e quello neurale che ha funzione di ottimizzare i parametri di sistema dato che è un puro modello non lineare. Anche se il modello ANFIS ha un limite non presente nel metodo del kriging, ovvero è in grado di calcolare l'errore standard di stime utilizzabile nella ricerca di un modello ottimale e nel monitoraggio di reti esistenti.

Il modello ANFIS è stato utilizzato nell'ambito dell'idrologia per determinare un indice di siccità per la previsione della siccità, tale valutazione è stata effettuata usando come dati di training quelli registrati in un arco di tempo di circa 50 anni (Bacanli, 2009).

L'approccio ANFIS è stato utilizzato anche per la stima e la regionalizzazione dell'inondazioni di 151 bacini idrografici del Quebec; i risultati ottenuti sono stati confrontati con quelli uscenti dall'applicazione di un modello neurale e di un modello di regressione lineare, evidenziando che i risultati dell'ANFIS sono migliori rispetto alla regressione lineare ma tutto sommato si avvicinano molto all'approccio neurale (Shu et al., 2008).

In definitiva dalla analisi di letteratura emerge che le reti neuro-fuzzy sono un'affidabile strumento computazionale se si è di fronte ad un problema che presenta vaghezza e

incertezza. Il vantaggio maggiore rispetto all'utilizzo di un modello fuzzy consiste nella riduzione delle difficoltà di definizione delle regole fuzzy alla base dell'inferenza, in quanto vengono originate automaticamente dall'algoritmo di addestramento.

#### **1.4. STRUMENTI DI MITIGAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO LEGATO ALLA PRESENZA DI DISCARICHE DI RIFIUTI SOLIDI**

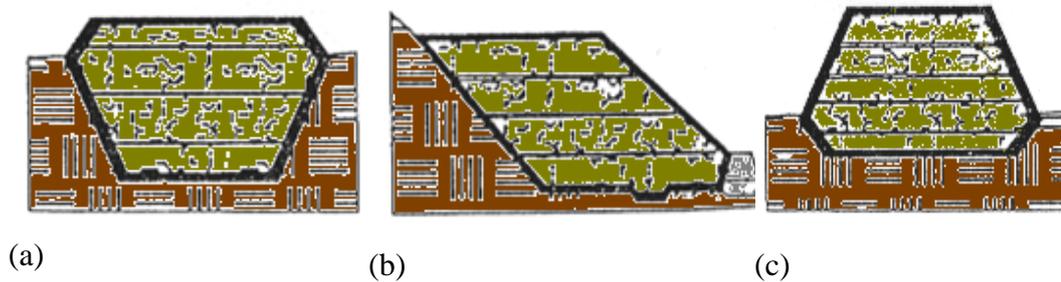
##### **1.4.1. La discarica controllata**

Una discarica è il luogo dove confluiscono tutti i prodotti delle attività antropiche e va costruita nel rispetto dei vincoli antropici e dei vincoli naturali. Per vincoli antropici si intende la distanza dai centri urbani, il rispetto di vincoli idrogeologici, del sistema idrico, la classificazione del territorio, la salvaguardia del paesaggio, delle leggi e dei piani regionali. I vincoli naturali richiedono, invece, la salvaguardia delle caratteristiche geologiche, idrogeologiche e ambientali delle aree dove deve essere ubicata la discarica. Una discarica come definito dall'art. 2 del Decreto Legislativo 36/2003 è *l'area adibita a smaltimento dei rifiuti mediante operazioni di deposito sul suolo o nel suolo, compresa la zona interna al luogo di produzione dei rifiuti adibita allo smaltimento dei medesimi da parte del produttore degli stessi, nonché qualsiasi area ove i rifiuti sono sottoposti a deposito temporaneo per più di un anno. Sono esclusi da tale definizione gli impianti in cui i rifiuti sono scaricati al fine di essere preparati per il successivo trasporto in un impianto di recupero, trattamento o smaltimento, e lo stoccaggio di rifiuti in attesa di recupero o trattamento per un periodo inferiore a tre anni come norma generale, o lo stoccaggio di rifiuti in attesa di smaltimento per un periodo inferiore ad un anno.*

Le discariche vengono distinte in funzione della propria morfologia in:

- Discariche a fossa o in trincea, quando sono realizzate in avvallamenti, naturali o artificiali (Fig. 1.4.1.1 (a)).
- Discariche in rilievo, qualora sono costruite al disopra del piano campagna (Fig. 1.4.1.1 (c)).

- Discariche in pendio, realizzata lungo pendii naturali soprattutto in presenza di cave (Fig.1.4.1.1 (b)).



**Figura 1.4.1.1: Schema discarica in avvallamento (a), in pendio (b) e in rilevato (c).**

L'ultimo tipo di discarica menzionato (Fig. 1.4.1.1.(b)) è quello più difficile da realizzare sia per problemi geotecnici di stabilità dei pendii sia per l'allontanamento delle acque meteoriche.

Inoltre, le discariche vengono distinte in base alla tipologia di rifiuti smaltiti in essa, per cui vengono classificate in:

- discariche per rifiuti inerti;
- discariche per rifiuti non pericolosi;
- discariche per rifiuti pericolosi.

Nella costruzione delle discariche, al fine di proteggere l'ambiente si utilizza un "Sistema multibarriera" (Fig. 1.4.1.2) in modo da isolare i rifiuti dal terreno preservando la contaminazione del suolo e del sottosuolo nonché delle falde acquifere dalle infiltrazioni di percolato della discarica e per isolare i rifiuti dall'ambiente esterno riducendo in contemporanea drasticamente l'infiltrazione dell'acqua di superficie nel corpo della discarica.

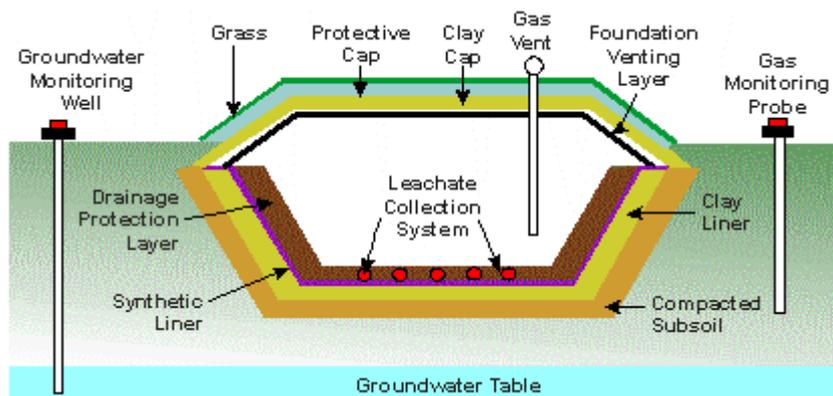


Figura 1.4.1.2: Sistema multibARRIERA in una discarica controllata in trincea.

Le attività di smaltimento dei rifiuti in discarica sono disciplinate secondo le disposizioni del decreto legislativo 13 gennaio 2003, n. 36, di attuazione della direttiva 1999/31/CE e il decreto legislativo 152/2006. Secondo la normativa vigente, la realizzazione della discarica prevede la costruzione di una barriera di fondo, per evitare l'infiltrazione dei principali prodotti inquinanti: percolato e biogas e di una barriera superficiale. La barriera di fondo (Fig. 1.4.1.3) prevede la completa impermeabilizzazione delle pareti e del fondo della discarica, utilizzando materiali con coefficienti di permeabilità molto bassi. Le principali barriere impermeabilizzanti sono costituite da terre argillose, miscele di sabbia e betonite, miscele di cemento sabbia e geomembrane sintetiche (HDPE, polietilene ad alta densità).



Figura 1.4.1. 3: Barriera di fondo in una discarica controllata.

Le barriere di impermeabilizzazione di una discarica servono sostanzialmente per impedire che il percolato prodotto venga a contatto con le matrici ambientali (suolo, sottosuolo, falde idriche). Il percolato prodotto dai processi di degradazione chimici e fisici attraverso un sistema di drenaggio, viene fatto confluire in apposite tubazioni e

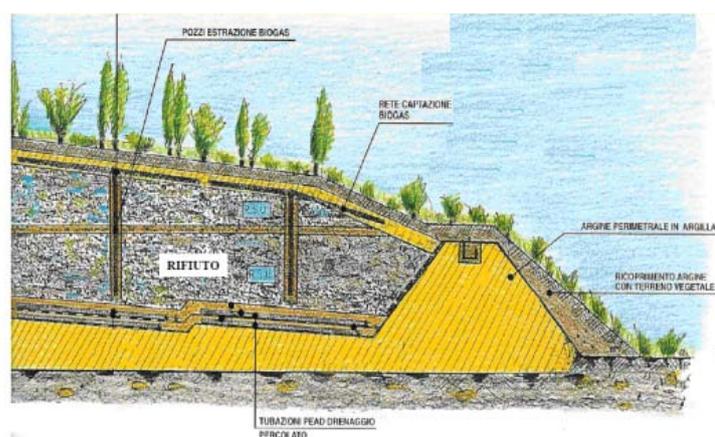
pompato in cisterne di stoccaggio provvisorio, da dove viene poi prelevato e inviato agli appositi impianti di trattamento.



**Figura 1.4.1.4: Piuma di contaminazione per fuoriuscita accidentale di percolato da una generica discarica.**

Mentre il biogas, dovuto al processo di fermentazione della sostanza organica, è costituito da una miscela di gas che si sviluppa a seguito della degradazione prima aerobica e poi anaerobica della sostanza organica contenuta nei rifiuti. La miscela di gas tendenzialmente ha un movimento ascendente, ma talvolta può scegliere anche altre vie preferenziali, migrando orizzontalmente; per cui in fase progettuale vanno previsti pozzi per il biogas orizzontali e verticali in HDPE per captarlo e in una fase successiva depurarlo.

In realtà, l'impermeabilizzazione della base di una discarica è tecnicamente difficile e costosa perciò è necessario che i geosintetici usati per tale scopo abbiano una elevata qualità in modo da garantire performance a lungo termine.



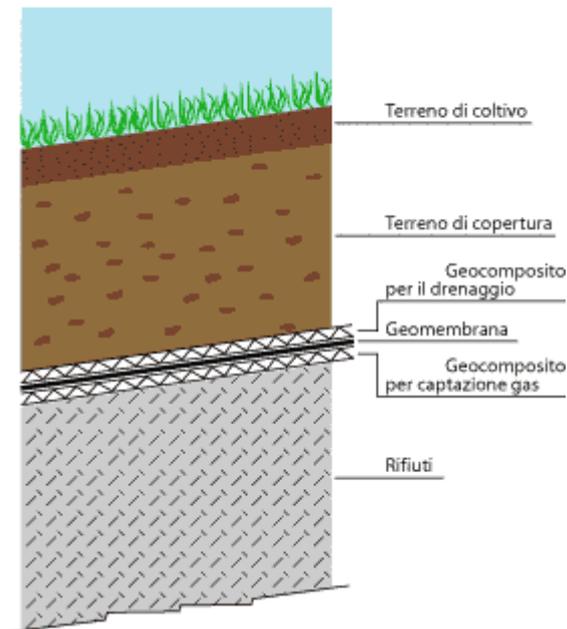
**Figura 1.4.1.5: Pozzi di biogas in una discarica controllata.**

La barriera superficiale (Fig. 1.4.1.6) rappresenta un elemento essenziale da realizzare con l'esaurimento della discarica allo scopo di:

- ridurre l'infiltrazione dell'acqua di pioggia che contribuisce alla produzione di percolato;
- evitare le perdite di biogas in atmosfera;
- limitare i fenomeni di erosione dei pendii della discarica;
- consentire le corrette attività di captazione del biogas e di raccolta del percolato;
- favorire la piantumazione e la sistemazione a verde dell'area.

Affinché si raggiungano gli obiettivi appena detti, la copertura deve essere realizzata mediante una struttura multistrato costituita, dall'alto verso il basso, almeno dei seguenti strati:

- strato superficiale di copertura con spessore  $\geq 1$  m che favorisca lo sviluppo delle specie vegetali di copertura ai fini del piano di ripristino ambientale e fornisca una protezione adeguata contro l'erosione e di proteggere le barriere sottostanti dalle escursioni termiche;
- strato drenante protetto da eventuali intasamenti con spessore  $\geq 0.5$  m in grado di impedire la formazione di un battente idraulico sopra le barriere di cui ai successivi punti 3) e 4);
- strato minerale compatto dello spessore  $\geq 0.5$  m e di conducibilità idraulica di  $\geq 108$  m/s o di caratteristiche equivalenti, integrato da un rivestimento impermeabile superficiale per gli impianti di discarica di rifiuti pericolosi;
- strato di drenaggio del gas e di rottura capillare, protetto da eventuali intasamenti, con spessore  $\geq 0.5$  m;
- strato di regolarizzazione con la funzione di permettere la corretta messa in opera degli strati sovrastanti.



**Figura 1.4.1.6: Barriera superficiale in una discarica controllata.**

In generale, per garantire la riduzione del rischio di inquinamento la discarica deve essere ben progettata e monitorata costantemente. L'area prescelta per la discarica deve essere idonea e deve essere il risultato di una serie di valutazioni socio-economiche, ambientali e tecniche, che si inquadrano in una vera e propria analisi di impatto ambientale. In seguito alla scelta dell'area, è doveroso valutare ogni minimo dettaglio del sito e delle condizioni che possono interessarlo indirettamente, ovvero dovranno essere studiati i seguenti elementi:

- la permeabilità del terreno;
- la soggiacenza delle falde acquifere;
- la sismicità;
- il clima e l'intensità delle precipitazioni;
- la direzione dei venti;
- la distanza dai centri abitati (minimo 500-100 metri) e dalle case sparse (minimo 100 metri);
- la flora e la fauna.

Un altro aspetto da tenere in conto nell'analisi delle prestazioni della discarica in fase progettuale è il comportamento meccanico dei rifiuti dopo la sua chiusura. Le modalità di messa a dimora dei rifiuti sono molto importanti anche durante la fase attiva della

discarica, poiché influenzano sia la stabilità della massa dei rifiuti considerata a sé stante, sia la stabilità d'insieme della massa dei rifiuti e del sistema di rivestimento.

#### **1.4.2. Sistemi di raccolta e rimozione del percolato e del biogas**

Dopo che una discarica è stata riempita, occorre realizzare un sistema di copertura multistrato. La copertura deve essere efficiente nel tempo con una manutenzione minima (i problemi più comuni a proposito sono la penetrazione di radici ed animali, la stabilità delle scarpate, il traffico, la subsidenza dei rifiuti), deve favorire il ruscellamento e il drenaggio dell'acqua fuori del corpo discarica, assorbire i cedimenti senza danni e senza diminuzione di funzionalità, avere una permeabilità non inferiore a quella del sistema di rivestimento di base, soddisfare i requisiti minimi di normativa. Un requisito essenziale per avere una copertura efficiente nel tempo è quello di posare su una base (essenzialmente la massa di rifiuti) che non subisca eccessivi cedimenti.

Nel progettare un sistema di chiusura deve essere considerata la stabilità della copertura, la resistenza al punzonamento e la capacità del sistema di chiusura a sostenere le sollecitazioni dovute ai cedimenti.

La degradazione dei rifiuti può condurre alla formazione di gas trattenuto sotto la geomembrana di copertura. Circa il 98% di gas prodotto è sia biossido di carbonio ( $\text{CO}_2$ ) sia metano ( $\text{CH}_4$ ). Essendo la  $\text{CO}_2$  più pesante dell'aria, si muoverà verso il basso e sarà rimossa insieme al percolato.

Tuttavia il metano, che rappresenta circa il 50% del gas generato, è più leggero dell'aria e pertanto si muoverà verso l'alto fino alla barriera impermeabile. Se non si consente la fuoriuscita del biogas dal corpo discarica si creerà una pressione di sollevamento, per cui occorre prevedere uno strato di materiale granulare o di geotessile sotto la barriera impermeabile per far fluire il biogas e condurlo all'esterno mediante un apposito tubo. Poiché la formazione di biogas può avvenire per un periodo da 70 a 90 anni, occorre che il sistema sia tale da mantenersi efficiente per tutto questo periodo.

Oltre al biogas, durante la fase di coltivazione della discarica e per alcuni anni dopo la chiusura, parte dell'acqua che precipita attraversa i rifiuti dà origine al percolato che contiene costituenti chimici rilasciati dai rifiuti. La quantità di percolato che si forma dipende dal sito in cui la discarica è localizzata; le sue caratteristiche chimico-fisiche dipendono dal tipo di rifiuti e dalla composizione merceologica.

Per impedire l'accumulo di percolato sul fondo della discarica, si realizzano dei sistemi di convogliamento, raccolta e rimozione del percolato, destinato a eventuali successivi trattamenti di depurazione.

Tali sistemi hanno una funzione certamente importante. La velocità di filtrazione in un mezzo poroso di data conduttività idraulica è direttamente proporzionale al gradiente idraulico e quindi, nel nostro caso, all'altezza del percolato sopra il rivestimento. Inoltre anche nel caso teorico di un rivestimento a conducibilità idraulica tendente a zero, per effetto del fenomeno della diffusione molecolare, parte delle componenti organiche presenti nel liquido che ristagna sulla superficie del rivestimento potrebbe attraversare la geomembrana e l'argilla compattata sottostante. Pertanto l'altezza e l'estensione reale del percolato sulla barriera impermeabile sono fattori che incidono in modo importante sull'efficacia del sistema. Il sistema di raccolta e rimozione del percolato di una discarica dovrebbe consentire di mantenere il battente di percolato sul rivestimento al di sotto di un prefissato limite massimo (solitamente 30 cm). Nei sistemi di rivestimento di discariche per rifiuti tossici o nocivi prevedono addirittura due sistemi di raccolta: il primario e il secondario, quest'ultimo con funzioni di controllo di quello primario. Idealmente il secondario dovrebbe ricevere quantità di percolato minime o addirittura nulle, tuttavia è buona norma progettarlo nell'ipotesi che debba sostituirsi completamente a quello primario in caso di completa rottura di questo.

Fino a poco tempo fa, i sistemi di raccolta del percolato erano costruiti esclusivamente con materiali naturali, ad esempio sabbie e ghiaie; attualmente, l'utilizzo dei geosintetici consente una maggiore libertà di progettazione. I geosintetici usati nei sistemi di raccolta sono:

- i geotessili, con funzione di drenaggio, filtro e separazione di componenti strutturali;
- le georeti, con funzione di drenaggio;
- i tubi plastici, per la raccolta e la rimozione.

### **1.4.3. I problemi connessi ad una discarica controllata**

Una discarica, generalmente, potrebbe sembrare un sistema di smaltimento dei rifiuti sicuro, ma questo non è del tutto vero. Un sistema impermeabilizzante che isola l'ammasso dei rifiuti dall'ambiente esterno non risulta del tutto vantaggioso come potrebbe apparire; infatti da un lato riduce le infiltrazioni di acqua meteorica che potrebbe contribuire a formare ulteriore percolato, favorendo un risparmio economico sul quantitativo di percolato da trattare, mentre dall'altro crea delle condizioni secche tali da inibire i processi biochimici favorendo solo quelli fisici. Questo processo, inibendo la degradazione dei rifiuti, non consente la degradazione dei medesimi. Al termine della post-gestione di una discarica, non essendo avvenuta la completa stabilizzazione dei rifiuti, potrebbero riattivarsi i processi chimici di degradazione, qualora ci sia un accidentale aumento dell'umidità. Tutto ciò aumenterebbe la pericolosità, perché dopo la fase di post-gestione, quando si presuppone, ormai, che la discarica abbia raggiunto la sua stabilità, essendo terminato il monitoraggio della stessa, le eventuali perdite di percolato e biogas aggiuntivi potrebbero diventare un pericolo per il suolo e il sottosuolo.

In realtà, se si guarda alla curva di impatto di una discarica non completamente impermeabilizzata, si nota una fase ascendente con un massimo alla fine della gestione e poi una fase discendente (Fig. 1.4.3.1).

In una discarica completamente impermeabilizzata si nota sempre una fase ascendente fino alla fine della gestione ma poi non è detto che l'impatto decresca, in quanto le condizioni anaerobiche bloccano i processi biologici, quindi ci si potrebbe trovare dopo anni con un impatto uguale a quello registrabile alla fine della gestione. Se si andasse a valutare l'impatto dopo 30 anni (tempo in cui si suppone i rifiuti abbiano raggiunto la stabilità) di una discarica impermeabile, esso risulterebbe maggiore rispetto ad una discarica meno permeabile (Fig. 1.4.3.3).

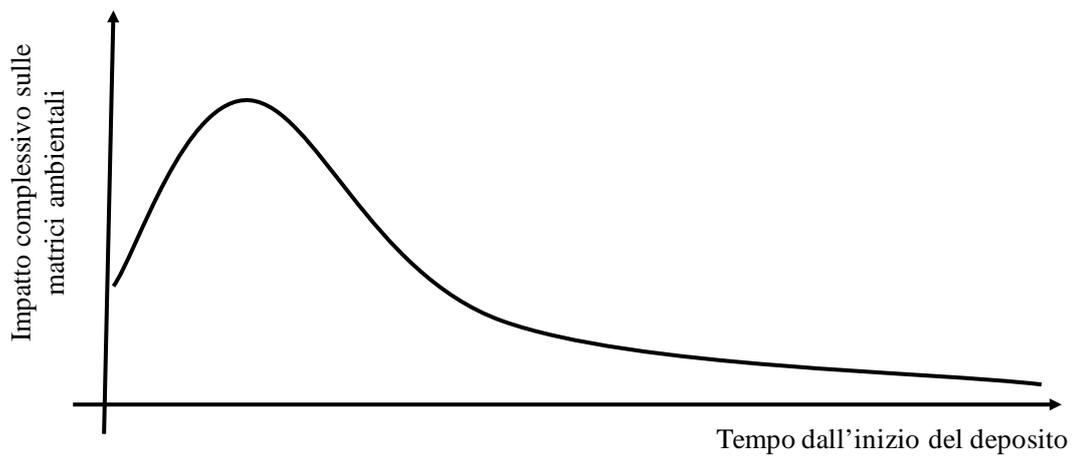


Figura 1.4.3.1: Andamento qualitativo della curva di impatto ambientale potenziale di una discarica controllata.

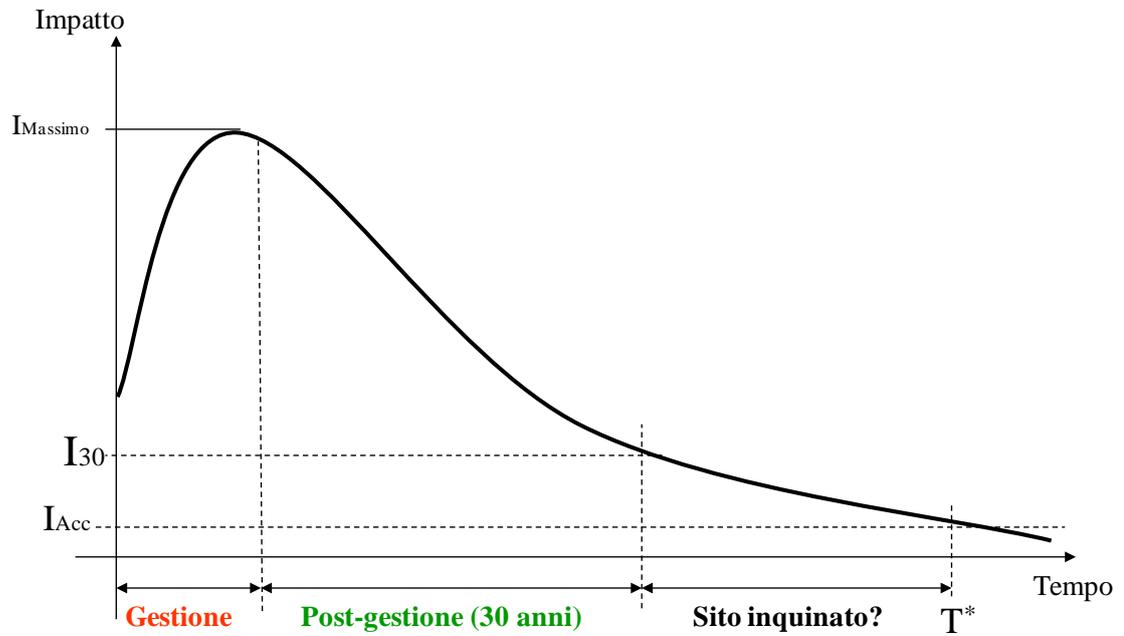
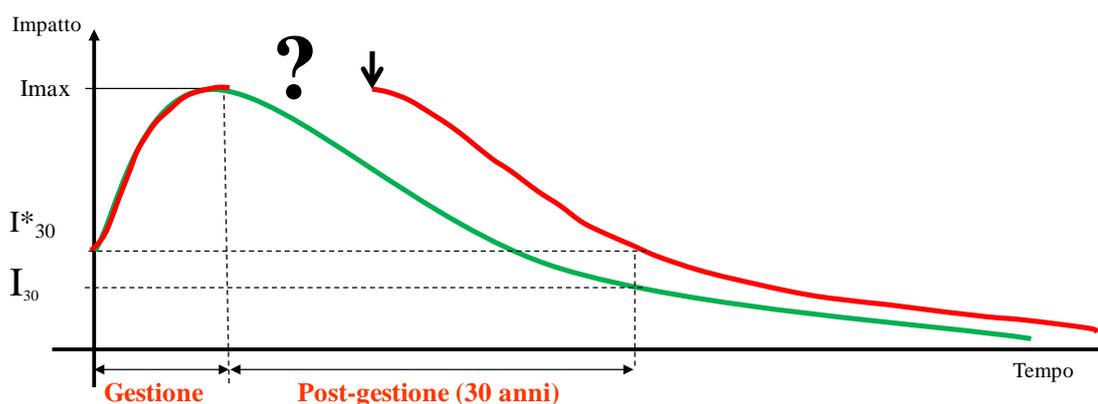


Figura 1.4.3.2 Andamento qualitativo della curva di impatto ambientale durante le varie fasi di gestione di una discarica.



**Figura 1.4.3.3: Andamento qualitativo della curva di impatto ambientale in una discarica completamente impermeabilizzata (curva di colore rosso).**

A tal proposito si è pensato di cercare una strategia efficiente e poco costosa che acceleri le reazioni di stabilizzazione e al tempo stesso minimizzi il rischio connesso alla produzione di percolato. Dallo studio della letteratura, sono stati individuate tecniche di rapida degradazione molto costose quali l'insufflazione di aria oppure il ricircolo del percolato. Ci si è soffermati sulla realizzazione di una copertura finale innovativa efficiente e poco costosa.

#### **1.4.4. Simulazione della degradazione dei rifiuti in discarica mediante modelli matematici**

Un primo passo per accelerare la degradazione dei rifiuti in discarica è quello di biostabilizzarli parzialmente prima di porli in discarica, ma ciò non è sufficiente, per cui vari studiosi hanno effettuato studi e sperimentazioni a riguardo. Per la simulazione dei processi che avvengono in discarica, oltre alle sperimentazioni a differenti scale sono stati realizzati anche dei modelli matematici atti a simulare i fenomeni chimico-fisici e biologici che avvengono all'interno di un corpo discarica. Nessun modello potrà descrivere tali fenomeni in modo completo e preciso a causa dell'elevato numero di parametri da considerare, dell'insufficienza di dati disponibili e dell'incertezza di tali dati. Tuttavia, si è dimostrato che, nonostante siano sensibili ad alcuni parametri chiave, i modelli riescono a fornire una risposta complessiva che può essere utilizzata come una buona base per prevedere in modo ragionevole lo stato futuro della discarica.

L'approccio generale è quello di trattare la discarica come un reattore anaerobico. Alcuni modelli presenti in letteratura non prendono in considerazione la fase iniziale aerobica, perché la decomposizione aerobica dei rifiuti rappresenta una parte minore del ciclo di vita di una discarica, ed è quindi relativamente meno significativa della decomposizione anaerobica. L'obiettivo finale dei modelli matematici di simulazione è di avere la capacità di gestire i siti di discarica e la successiva produzione di percolato e biogas in modo tale che il processo di smaltimento sia ottimizzato e l'impatto ambientale è ridotto al minimo (A.I. Zacharof et al., 2004).

Gli studi sui modelli aerobici non mancano. Pommier et al. hanno messo a confronto due modelli che portano in conto gli effetti dell'umidità sulla cinetica di biodegradazione aerobica (Pommier S. et al., 2007). I due modelli trattati sono il modello per la biodegradazione di carta e cartone ed il modello per la biodegradazione degli scarti alimentari e dei rifiuti da giardino. I modelli matematici sono stati affiancati da una fase sperimentale eseguita con reattori di laboratorio portando in conto le reazioni biochimiche e tralasciando due aspetti: l'effetto della temperatura sulla cinetica di reazione e l'evaporazione dell'acqua. In definitiva, è emerso per entrambi i modelli il profilo di degradazione dipendente dall'umidità.

Nel 2004, V.A. Vavilin et al., sviluppano un modello matematico di digestione anaerobica dei rifiuti solidi con tassi molto diversi di idrolisi/acidogenesi dei polimeri, per descrivere l'equilibrio tra i tassi di idrolisi/acidogenesi e metanogenesi. Le simulazioni del modello hanno mostrato che la presenza di rifiuti alimentari implica un'eccessiva presenza di acidi grassi volatili che potrebbe ridurre la proliferazione di popolazioni batteriche metanogene. Quindi, per rafforzare la produzione di metano e la degradazione dei rifiuti si preferisce aggiungere del rifiuto non alimentare.

Nei reattori da laboratorio, senza ricircolo di percolato e senza regolazione del pH, è molto difficile ottenere rendimenti significativi di produzione di biogas (Martin, 2001).

Nel 2006, Vavilin V.A et al., approfondiscono l'aspetto dell'inibizione idrolitica e metanigena all'interno della modellazione di decomposizione dei rifiuti solidi, sviluppando un modello supportato da dati provenienti da reattori che simulano i processi in discarica. Inoltre, essi introducono la divisione tra rifiuti facilmente biodegradabili e recalcitranti allo scopo di tenere in conto il ritardo nell'idrolisi e nella metanogenesi osservato in relazione all'acidogenesi. Dall'analisi si evidenzia che la

degradazione dei rifiuti solidi urbani deve essere rafforzata anche con il ricircolo del percolato per evitare l'acidogenesi e la conseguente inibizione della degradazione.

Nello stesso periodo Jim White et al. sviluppano un modello per la simulazione del trasporto di percolato e gas e del consolidamento dei rifiuti (Jim White et al., 2004). Sembra che sia possibile sistemare i processi che avvengono in discarica, quali, degradazione biochimica dei rifiuti, consolidamento dei rifiuti e trasporto di percolato e gas, all'interno di un'equazione di trasporto convenzionale che consente di poter utilizzare metodi numerici stabiliti per la soluzione di tale equazione. Tuttavia, se questo costituisce un vantaggio, la teoria comprende ipotesi semplificatrici soprattutto in relazione al trasporto e allo scarico di gas. Difatti tutti i componenti sono degradati alla stessa velocità nella prima fase, ed è coinvolta una sola popolazione di batteri ed il gas è inizialmente ventilato.

Successivamente sempre Vanvil coglie alcuni aspetti chiave della degradazione dei rifiuti organici per mezzo di modelli matematici utilizzando al solito dati ottenuti da sperimentazioni mediante reattori di laboratorio (V.A. Vavilin, 2009). Dimostra che una condizione essenziale per un'efficace produzione di metano è l'equilibrio tra fasi sequenziali e paralleli, evitando l'accumulo di prodotti di degradazione intermedie che potrebbero essere dei potenziali inibitori del processo anaerobico. Difatti, la decomposizione di sostanze organiche facilmente degradabili possono portare a un eccessivo accumulo di acidi grassi volatili con conseguente acidificazione, che, a sua volta, potrebbe bloccare la degradazione di composti di difficile degradazione.

#### **1.4.5. Tecniche di degradazione dei rifiuti in discarica**

Nel corso degli anni sono state sperimentate differenti tecniche di degradazione dei rifiuti in tempi brevi. Molti autori hanno testato la capacità di degradazione dei rifiuti attraverso dei reattori in scala pilota in modo da simulare il comportamento di una discarica.

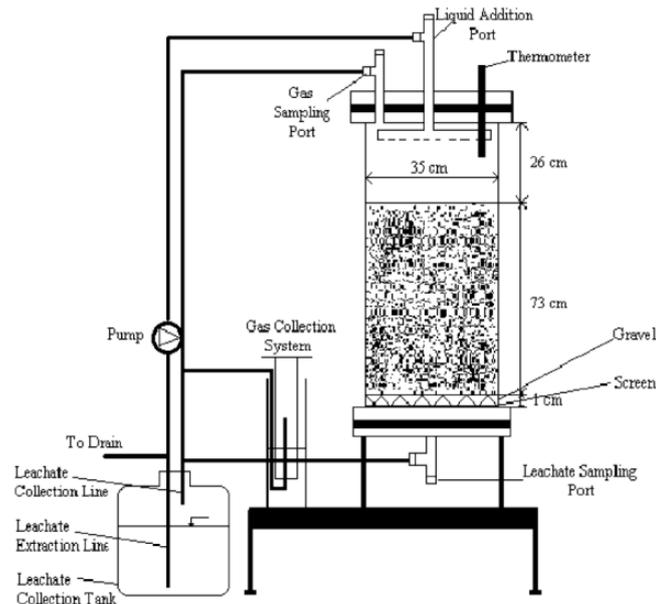
Kabbe et al. nel 1999 conducono in Germania una sperimentazione su 3 lisimetri (L1, L2, L3), utilizzando rifiuti invecchiati di 4-5 anni. I reattori utilizzati sono: il lisimetro L1 completamente impermeabile; quello L2 con infiltrazione regolare di acqua e il lisimetro L3 completamente impermeabile con flusso di acqua con rotazione regolare intorno ad un asse. L'obiettivo della prova è valutare l'effetto dell'acqua sulla

stabilizzazione dei rifiuti. Si è riscontrato che la produzione di biogas è influenzata dal contenuto di umidità (quella ottimale deve essere di circa 50%) ed inoltre l'apporto di acqua riduce sensibilmente le concentrazioni di sostanze nel percolato; infatti il COD passa da 24000 mg/l O<sub>2</sub> a 600 mg/l O<sub>2</sub> e l'azoto ammoniacale si abbassa da 1300 a 200 mg/l O<sub>2</sub>.

L'umidità ha grande importanza nella stabilizzazione dei rifiuti come dimostrato da varie ed altre prove sperimentali. Una sperimentazione (Jokela et al., 1999) nello specifico è stata condotta in lisimetri di 10 m<sup>3</sup> e in contenitori batch su rifiuti tradizionali invecchiati di 9 anni e su quelli selezionati non invecchiati. La prova ha mostrato che sul rifiuto selezionato si è avuta produzione di biogas dopo 48 giorni con un'umidità del 75% raggiungendo il picco della produzione con il 55% di umidità al 91° giorno. Per percentuali basse di umidità non si è ottenuta produzione di biogas. Sul rifiuto vecchio di 9 anni con tutti i contenuti di umidità considerati, la produzione aveva inizio rapidamente, non appena l'esperimento iniziava. La produzione più alta si è avuta in corrispondenza di contenuti di umidità del 40 e 55%. La produzione di metano è stata studiata in 6 lisimetri. Il rifiuto non invecchiato non ha prodotto metano nel lisimetro senza ricircolo di percolato mentre in quello con ricircolo e con pH 7 ha iniziato la produzione dal 62° giorno con basse concentrazioni fino alla fine dell'esperimento. Nel lisimetro inizialmente saturo con ricircolo del percolato e pH 8 la produzione di metano è iniziata dopo 48 giorni dall'avvio del ricircolo. Il rifiuto invecchiato sia nel lisimetro con ricircolo sia senza ricircolo di percolato ha prodotto velocemente metano con concentrazioni medio-alte. Il rifiuto, invece, presente nel lisimetro saturo e successivamente sottoposto a ricircolo non ha dato buoni risultati. Dall'analisi è emerso che il contenuto di umidità del rifiuto ha effetto significativo sull'iniziazione e il ritmo di produzione del metano. In base a questo studio, si può affermare che aumentare il quantitativo di umidità in discarica significa velocizzare i processi e il periodo in cui si potrebbe presentare il pericolo di inquinamento. Resta da scegliere il metodo più appropriato per mantenere un certo contenuto di umidità nel corpo discarica, in primis sembra ovvio che il rifiuto da mettere in discarica non deve essere secco, ma di certo l'acqua contenuta nel rifiuto non è libera per cui si potrebbe ricorrere a strategie di ricircolo di percolato. Infatti Chiemchaisri esegue una sperimentazione sia a scala di laboratorio sia a scala pilota utilizzando la tecnica del ricircolo del percolato. Dalla

sperimentazione è emerso che la circolazione di percolato nell'ammasso di rifiuti di 8 e 15 volte al mese porta ad un aumento mensile di metano di almeno 4 volte riducendo anche i tempi per il raggiungimento della fase metanigena. In quanto al tempo di inizio di tale fase, il ricircolo di percolato di 8 volte al mese vede l'iniziazione della fase metanigena dopo 104 giorni dall'inizio della prova. Un ricircolo di 15 e 4 volte al mese ritarda la fase metanigena, infatti inizia dopo 145 giorni e dopo 124 giorni dall'inizio dell'analisi, rispettivamente. In definitiva la circolazione e lo stoccaggio del percolato nel reattore a scala pilota è un sistema ottimale per ottenere la giusta percentuale di umidità nell'ammasso dei rifiuti, quindi la discarica bioreattore potrebbe essere un ottimo sistema per accelerare la degradazione dei rifiuti.

Il ricircolo di percolato è stato utilizzato anche in una fase sperimentale per la stabilizzazione dei rifiuti ad Istanbul. Per valutare l'effetto del ricircolo si sono utilizzati due bioreattori anaerobici (Fig.1.4.5.1), dove in uno dei due si è effettuato il ricircolo. Si è valutato che il ricircolo di 4 volte a settimana è favorevole alla produzione di biogas e alla degradazione dei rifiuti. Inoltre, si è constatato che un ricircolo così frequente nella stagione piovosa potrebbe portare ad una saturazione dell'ammasso dei rifiuti e potrebbe avere un effetto poco positivo, quindi bisogna regolare la frequenza del ricircolo in funzione delle condizioni stagionali del clima. È stato dimostrato, anche, che il pH del percolato ha la sua influenza per cui è opportuno, per evitare di inibire l'azione dei microrganismi metanigeni, regolare il pH del percolato prima di metterlo in ricircolo (Irem Šan et al., 2001).



**Figura 1.4.5.1: Bioreattore anaerobico con ricircolo di percolato (Irem Šan et al., 2001).**

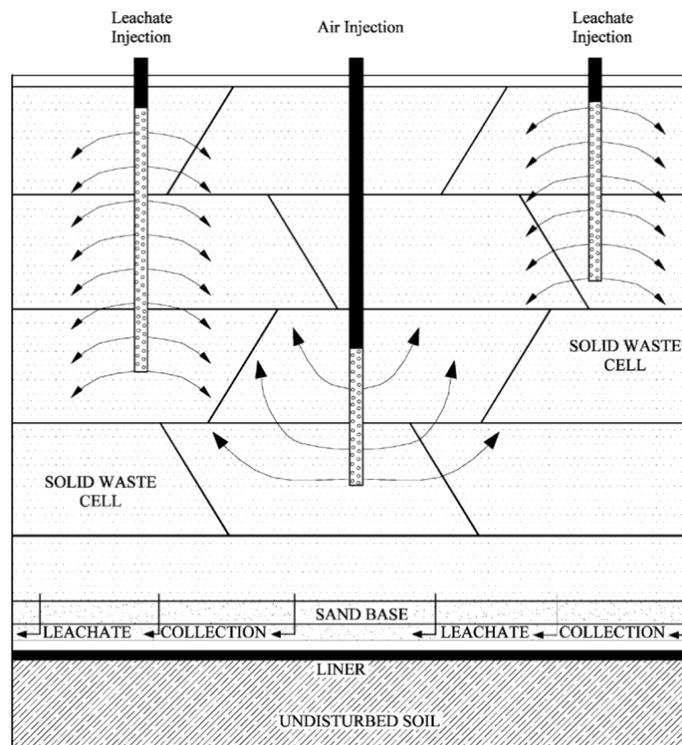
Stefan Bayer and Jacques Mèry nel 2009 affrontano un'analisi costi-benefici di una discarica bioreattore (bioreactor landfill) e di una discarica a secco (dry tomb landfill). Da tale analisi evidenziano che una bioreactor landfill inciderebbe meno dal punto di vista della sostenibilità sulle generazioni future a differenza di una dry tomb landfill, perché tale sistema avendo bisogno di una gestione post-chiusura di molti anni ha un aggravante economico e nonché ambientale in quanto i 30 anni necessari alla stabilizzazione del rifiuto potrebbero risultare insufficienti.

Un'analisi economica eseguita sulla realizzazione di discariche semi-aerobiche secondo il metodo Fukuoka (Theng Lee Chong et al., 2005) ha evidenziato trattarsi della migliore soluzione dal punto di vista economico.

In definitiva, la stabilizzazione di un rifiuto è influenzata, oltre che dall'umidità, dal pH anche influenzata dalla temperatura che può avere un andamento differente, infatti nel 2006 G.R. Koerner e R.M. Koerner eseguono una lunga campagna di monitoraggio della temperatura di due celle sperimentali rappresentative di una discarica a secco (dry tomb landfill) e una umida (bioreactor landfill) negli USA contenenti rifiuti solidi urbani. Al termine dello studio osservano che la temperatura nella dry tomb landfill si mantiene costante a 20°C per 6 anni e poi subisce un aumento di pochi gradi fino a circa 30°C, mentre la temperatura nella bioreactor landfill ha valori leggermente ascendenti

fino ai 45°C. La temperatura che si misura in copertura per entrambe le tipologie di discarica risulta correlata alla temperatura dell'ambiente esterno.

In Florida per accelerare la stabilizzazione dei rifiuti oltre al ricircolo del percolato si è affiancata un'altra tecnica ovvero l'insufflazione di aria (K.C. Das et al., 2002) nel corpo discarica. La sperimentazione condotta in una discarica a scala pilota (Fig. 1.4.5.2) utilizzando rifiuti invecchiati di 15 anni ha evidenziato a distanza di 14 mesi un rifiuto stabile e le concentrazioni di metalli pesanti al disotto dei limiti normativi.



**Figura 1.4.5.2: Discarica aerobica in scala pilota in Florida, con insufflazione di aria e acqua per la stabilizzazione del rifiuto (K.C. Das et al. 2002).**

Le sperimentazioni, che si eseguono in laboratorio, di certo sono esemplificative della realtà, per cui è opportuno fare un confronto con risultati di campo. Uno studio eseguito su (Zhao Youcai et al., 2002) lisimetri di piccole e medie dimensioni a scala di laboratorio e un lisimetro grande applicato in campo a Shanghai ha dimostrato che i lisimetri di laboratorio possono essere utilizzati solo per una simulazione grossolana di una discarica vera e i dati ottenuti non possono essere utilizzati direttamente per le applicazioni pratiche.

Invece, al contrario sempre nel 2002 Mostafa Warith dal confronto tra i risultati provenienti da una discarica bireattore reale e da un esperimento a scala di laboratorio

(Fig 1.4.5.3) con raccolta e ricircolo di percolato riscontra una similitudine dei risultati. Inoltre, deduce che affinché si acceleri la stabilizzazione dei rifiuti è necessario che il percolato in ricircolo abbia una precisa concentrazione di nutrienti e che i rifiuti abbiano una pezzatura molto piccola.

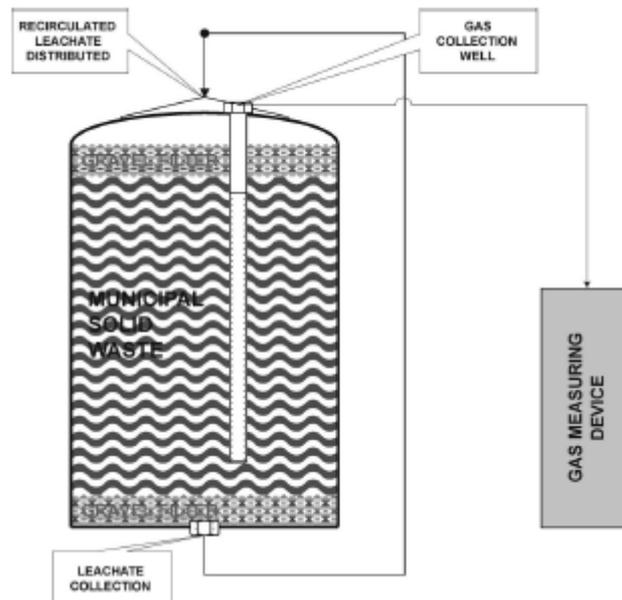
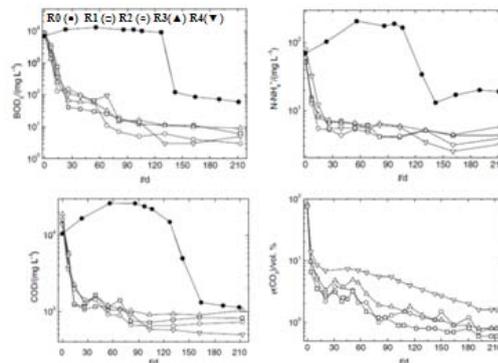


Figura 1.4.5.3: Schema del bireattore con ricircolo di percolato (Mostafa Warith, 2002).

La letteratura propone anche un sistema di discarica ibrido aerobico e anaerobico. Il sistema si compone di due lisimetri: uno in cui si creano le condizioni aerobiche e l'altro anaerobiche. In particolare, in quello aerobico viene fornita aria in modo da velocizzare le reazioni di degradazione del rifiuto. Il bireattore ibrido messo in una stanza a temperatura ambiente viene sottoposto alla raccolta e ricircolo del percolato, in particolare il percolato del reattore aerobico viene fatto circolare in quello anaerobico e viceversa. Da questo sistema si è raggiunta la stabilizzazione dei rifiuti dopo circa un anno (Yan Long et al., 2009).

L'aerazione nelle discariche contribuisce ad accelerare le reazioni di stabilizzazione e a ridurre le emissioni inquinanti in aria, acqua e suolo. Le condizioni anaerobiche, invece, riducono il tempo di degradazione delle sostanze organiche. Infatti, attraverso la modellazione fisica della discarica aerobica mediante lisimetri a scala di laboratorio è stato possibile valutare l'effetto dell'aerazione sulla degradazione del rifiuto organico. In pratica per i vari tassi di aerazione il risultato finale è stato pressappoco lo stesso

guardando alle concentrazioni di BOD<sub>5</sub>, COD e di azoto e ammonio (Fig. 1.4.5.4) (Radoslaw Slezak et al., 2010).



**Figura 1.4.5.4: Risultati in lisimetri aerobici con areazione di 10 l/h (R1), 6 l/h (R2), 4 l/h (R3), 2 l/h (R4) e lisimetro anaerobico (R0) (Radoslaw Slezak et al., 2010).**

Le tecniche di areazione e di ricircolo di percolato utilizzate per velocizzare i processi microbici di degradazione dei rifiuti soliti presentano un problema legato alla densità del rifiuto che potrebbe portare a problemi di ostruzione dei flussi di aria e percolato. Ovviamente il monitoraggio deve essere eseguito su tutto il periodo in cui si hanno processi di stabilizzazione, in quanto la degradazione stessa tende a far variare le condizioni idrauliche (Hossain et al., 2009). Principalmente la densità e di conseguenza la permeabilità dei rifiuti dipende dalla dimensione dei pori e dalla geometria, che a sua volta varia con le dimensioni e la forma delle singole particelle. Quindi con il degrado dei rifiuti la struttura a matrice delle particelle varia e con essa anche la permeabilità stessa. Pertanto, la variazione della permeabilità nel tempo e con la profondità delle discariche devono essere considerate durante la progettazione di una discarica, invece che considerare un valore medio per tutta l'altezza della discarica per l'intero periodo di vita.

## CAPITOLO 2: MODELLI INNOVATIVI PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI SITI POTENZIALMENTE CONTAMINATI DA RIFIUTI SOLIDI

Il presente studio propone due metodologie di valutazione del rischio ambientale molto simili tra di loro: la logica fuzzy e le reti neuro-fuzzy. I modelli fuzzy e neuro-fuzzy al fine di valutare il rischio contemplano la vulnerabilità intrinseca degli acquiferi e la pericolosità delle discariche (Fig. 2.1). La vulnerabilità intrinseca si stima con metodi idrogeologici, mentre la pericolosità delle discariche si determina attraverso l'utilizzo della logica fuzzy e neuro-fuzzy considerando i parametri morfologici, idrogeologici ed ambientali relativi a ciascun sito.

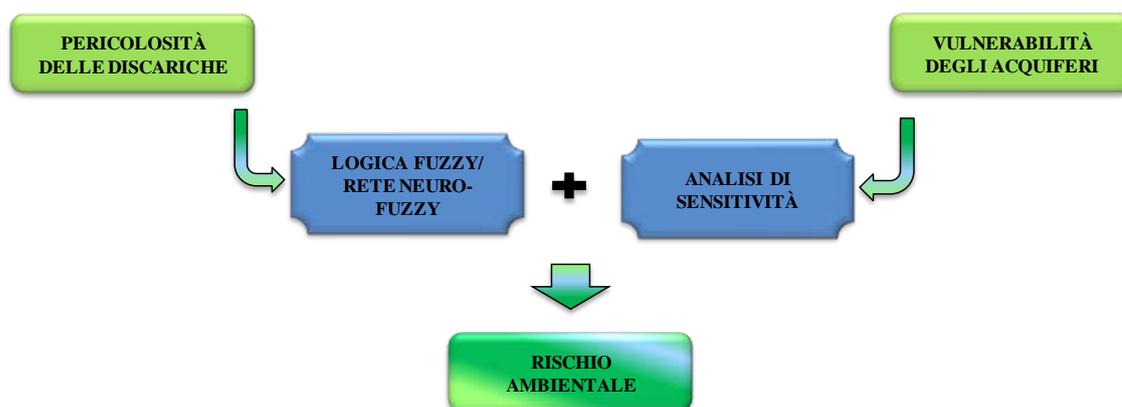


Figura 2.1: Schema dei modelli fuzzy e neuro-fuzzy per il rischio di inquinamento degli acquiferi.

Inoltre, per far fronte al rischio di soggettività e per superare il problema dell'incertezza, legata sia ai dati di partenza sia ai modelli sviluppati, si ricorre all'analisi di sensitività, attraverso la quale si analizzano differenti schemi fuzzy e neuro-fuzzy. I diversi schemi fuzzy differiscono per funzioni di appartenenza e metodi di defuzzificazione. Per ciascuno schema fuzzy è stato necessario definire le regole fuzzy *if-then*, le funzioni di appartenenza e il metodo di defuzzificazione. Le regole fuzzy si definiscono considerando che il rischio di inquinamento degli acquiferi aumenta al crescere della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi e della pericolosità delle discariche.

Gli schemi neuro-fuzzy, invece, si differenziano solo per la tipologia di funzioni di appartenenza mentre le regole fuzzy vengono generate automaticamente dall' algoritmo per mezzo dell'addestramento ottenuto con l'assegnazione del training data.

## **2.1. MODELLO FUZZY PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO DEGLI ACQUIFERI**

Dallo studio della letteratura è stato possibile definire una nuova metodologia finalizzata alla definizione del rischio ambientale di inquinamento degli acquiferi. L'inquinamento delle acque sotterranee nella quasi totalità dei casi è dovuto alle attività antropiche. Le fonti d'inquinamento delle acque sotterranee sono infatti associate a una vasta serie di attività industriali, agricole, commerciali e domestiche. Ad esse è necessario aggiungere quelle attività o trasformazioni dell'ambiente che nonostante non creano contaminazioni fanno da tramite o da via preferenziale per l'inquinamento delle acque sotterranee.

In particolare, nello studio in questione si è valutato il rischio di inquinamento delle acque sotterranee dovuto alla presenza di discariche. La valutazione del rischio viene effettuata attraverso un modello concettuale basato sulla logica fuzzy che contempla la vulnerabilità intrinseca degli acquiferi e la pericolosità delle discariche. La vulnerabilità idrogeologica viene stimata attraverso metodi propri di valutazione della vulnerabilità degli acquiferi. La pericolosità delle discariche, invece, viene determinata attraverso l'utilizzo della logica fuzzy considerando i diversi parametri caratterizzanti le discariche.

Inoltre, per far fronte al rischio di soggettività e per superare il problema dell'incertezza, legata sia ai dati di partenza sia al modello sviluppato, si è fatto ricorso ad una analisi di sensitività, attraverso la quale sono stati analizzati differenti schemi fuzzy (Fig. 2.1.1).

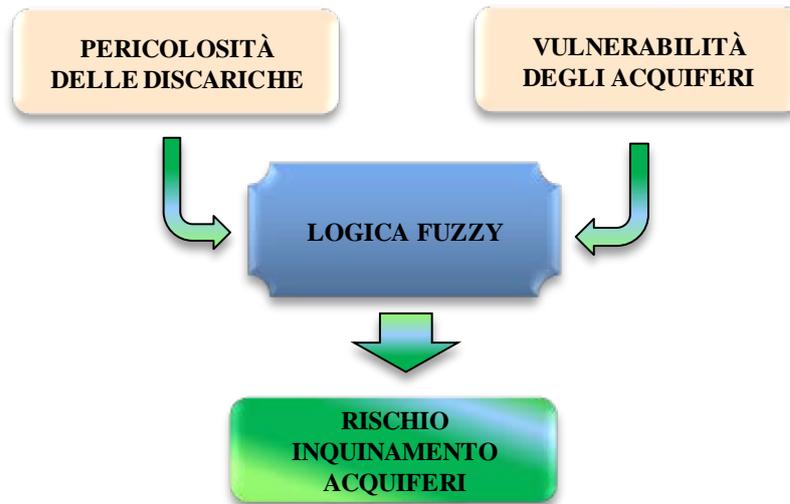


Figura 2.1.1: Modello fuzzy per la valutazione del rischio di inquinamento delle acque sotterranee.

L'algoritmo progettato è stato implementato in Matlab supportando il codice Matlab con l'interfaccia grafica Toolbox (Fig. 2.1.2) per semplificare le operazioni di definizione delle funzioni di appartenenza, delle regole e del metodo di defuzzificazione.

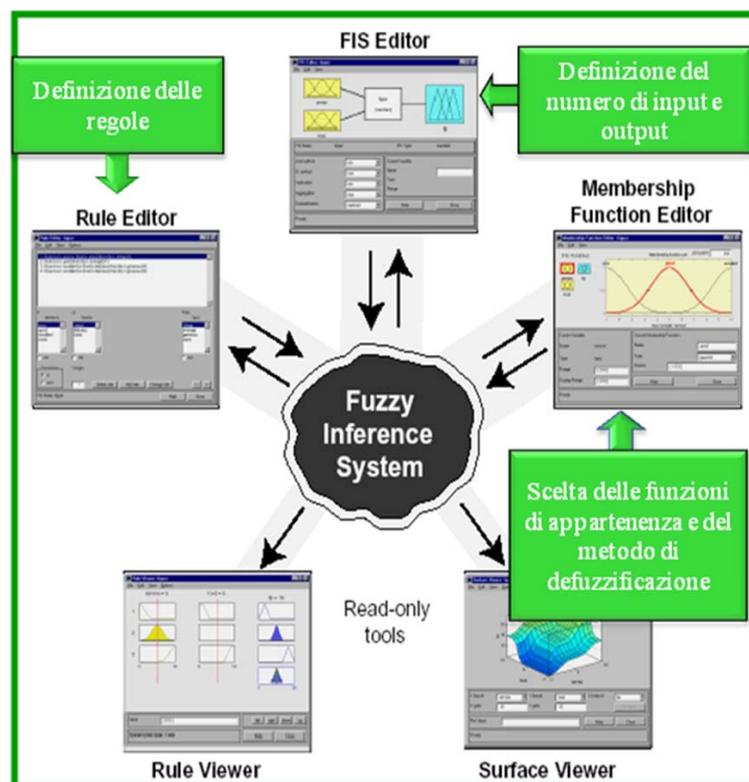


Figura 2.1.2: Interfaccia grafica per la definizione degli elementi essenziali nel modello fuzzy.

All'approccio fuzzy, come si detto, è stato poi affiancata l'analisi di sensitività differentemente da quanto è presente in letteratura (Saltelli et al., 2000), per ridurre la soggettività nella scelta delle funzioni di appartenenza e del metodo di defuzzificazione.

### **2.1.1. Struttura del modello fuzzy**

Lo scopo principale del modello fuzzy è quello di realizzare uno strumento di pianificazione ambientale che definisca una gerarchia del rischio di corpi idrici sotterranei in funzione di alcune caratteristiche intrinseche delle discariche e del contesto in cui esse sono collocate.

La struttura generale di un sistema fuzzy (Fig.2.1.6) contiene al suo interno una base di dati che descrive gli insiemi fuzzy, una base di dati per le regole fuzzy, un blocco per la fuzzificazione, un blocco per l'inferenza ed uno per la defuzzificazione. Gli insiemi fuzzy non sono altro che le variabili o i parametri che entrano in gioco nel modello. Per quanto riguarda il modello in questione abbiamo due macro-variabili cioè la pericolosità delle discariche e la vulnerabilità degli acquiferi. La pericolosità delle discariche si compone a sua volta di micro-variabili che sono gli elementi descrittivi delle discariche che contribuiscono a definire la pericolosità. Tali parametri di carattere morfologico, ambientale e idrogeologico sono i seguenti:

- la produzione di percolato;
- il volume dei rifiuti;
- la presenza di copertura delle discariche;
- la tipologia di rifiuto smaltita in discarica;
- l'attività della discarica;
- la prossimità ai corsi d'acqua;
- l'acclività del sito;
- la soggiacenza.

Questi parametri si dividono in parametri fuzzy e non fuzzy (Fig. 2.1.3). I parametri non fuzzy sono: la tipologia di rifiuto smaltita in discarica, l'attività della discarica e la prossimità ai corsi d'acqua, i quali attraverso una semplice operazione aritmetica vengono convertiti in misure fuzzy per poterle utilizzare nel modello.

La vulnerabilità dell'elemento a rischio cioè dell'acquifero è un parametro che viene valutato in sede separata utilizzando metodi numerici o qualitativi presenti nella letteratura scientifica. Ovviamente il dato da utilizzare nel modello deve essere di tipo fuzzy, quindi sarà compito di chi opera effettuare la conversione del dato in modo che sia possibile utilizzarlo all'interno del modello.

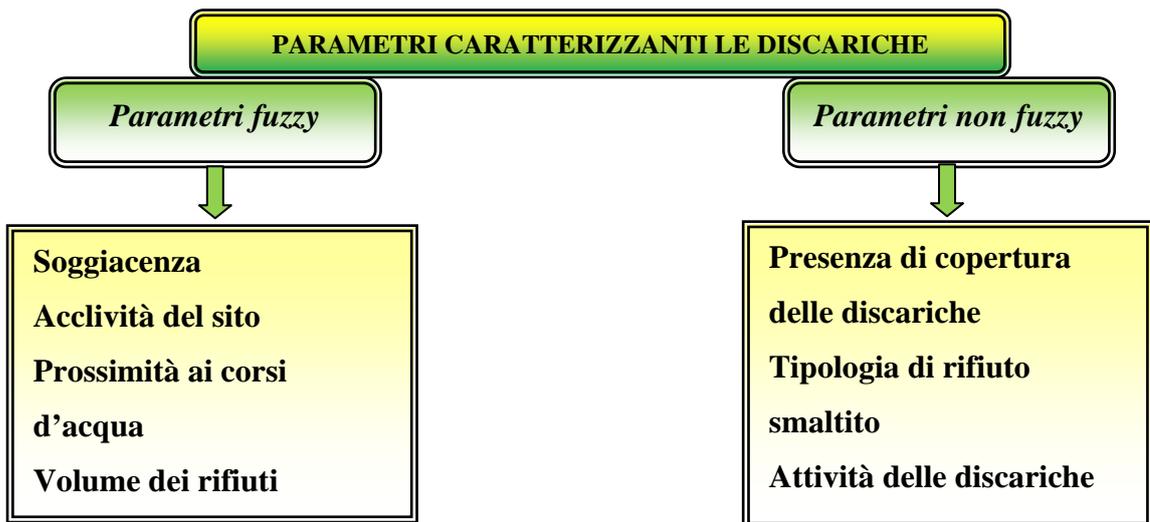


Figura 2.1.3: Dati di input caratterizzanti le discariche di rifiuti solidi.

In seguito alla definizione degli insiemi è necessario scegliere le funzioni di appartenenza che hanno la funzione di descrivere i vari parametri, e le relazioni che sussistono tra gli insiemi ovvero le regole fuzzy.

La scelta del tipo di funzione di appartenenza sia per i parametri di input sia per l'output, è dettata dall'analisi del problema. Tali funzioni per ciascun parametro in ingresso ed in uscita sono divisibili in classi (Fig. 2.1.4) (ad esempio Molto alta, Alta, Media, Bassa, Molto bassa) in cui gli intervalli di classe possono essere definiti attraverso la suddivisione statistica classica oppure in funzione dell'esperienza dell'operatore.

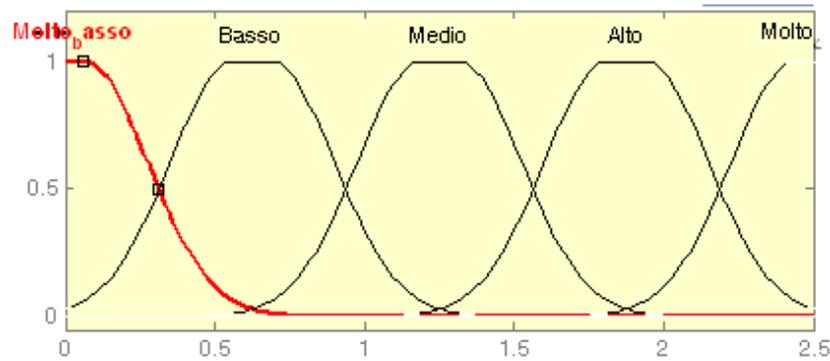


Figura 2.1.4: Definizione delle funzioni di appartenenza per i vari insiemi fuzzy.

Le regole fuzzy, invece, vengono definite in funzione dei legami tra input ed output (Fig. 2.1.5) sulla base di predicatori e connessioni fuzzy di tipo IF-THEN:

$$\text{IF}\{\text{ingressi}\}\text{THEN}\{\text{uscite}\} \quad (2.1.1)$$



Figura 2.1.5: Schema generico di un modello fuzzy.

L'ultimo passo nell'implementazione, per ottenere in output un valore numerico, del modello riguarda la scelta del tipo di metodo di defuzzificazione, tra quelli presenti in letteratura:

- *Metodo del centroide.*
- *Metodo della bisettrice.*
- *Metodo middle of maximum.*
- *Metodo Largest of maximum.*
- *Metodo Smallest of maximum.*

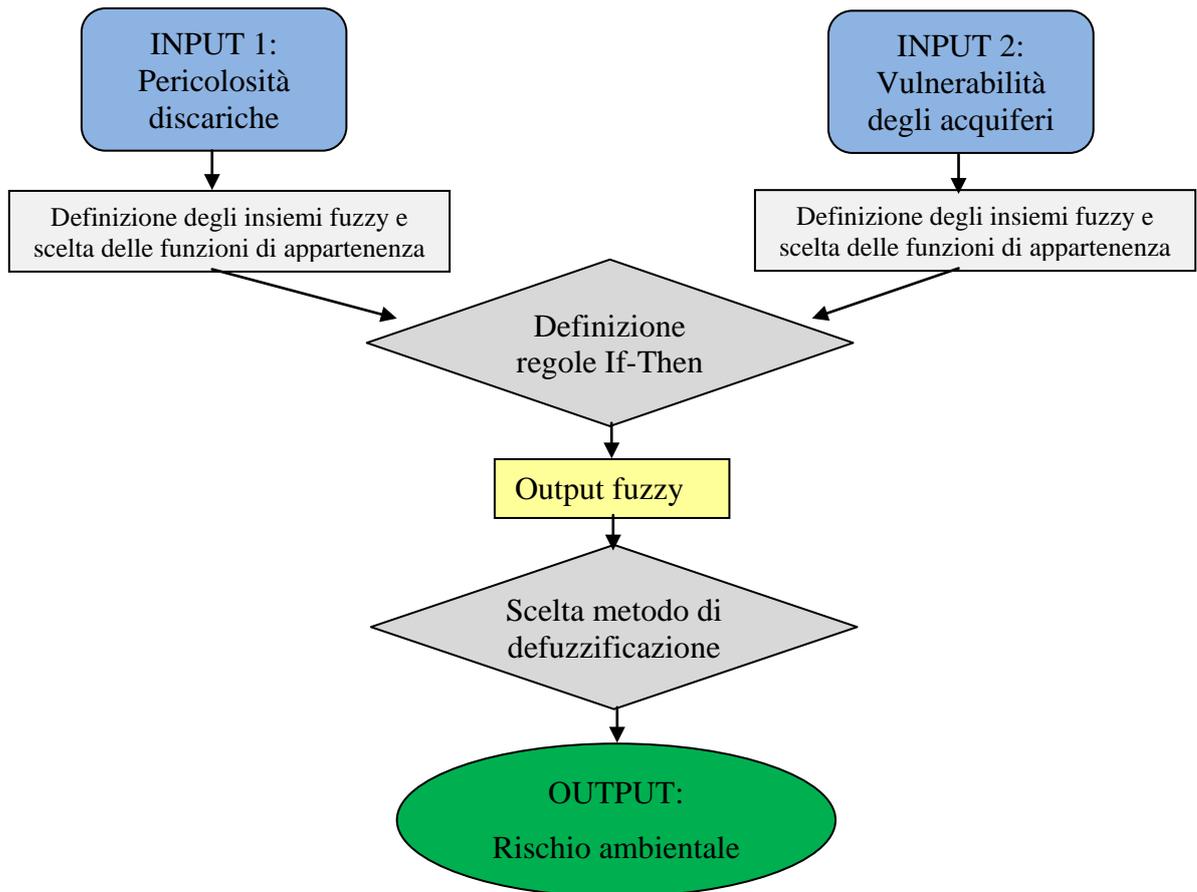


Figura 2.1.6: Flow chart del modello fuzzy.

### 2.1.2. Implementazione del modello fuzzy in Matlab

Il modello fuzzy (Fig.2.1.6) progettato per la valutazione del rischio ambientale e in particolare per il rischio di inquinamento dell'acquifero è stato implementato in Matlab supportando il codice di calcolo attraverso l'interfaccia grafica (Toolbox Matlab).

Tramite questa applicazione è stato possibile semplificare le operazioni per l'analisi fuzzy. Grazie al Toolbox di Matlab è stato possibile definire attraverso l'interfaccia grafica ( Fig. 2.1.7) le funzioni di appartenenza per i parametri in ingresso, le regole e il metodo di defuzzificazione, per poi salvare tutti questi passaggi in un file .FIS, richiamato successivamente in un codice di calcolo per poter applicare il modello ad un campione numeroso di discariche ed ottenere in uscita agevolmente l'output defuzzificato, ovvero il rischio di inquinamento degli acquiferi o rischio ambientale.

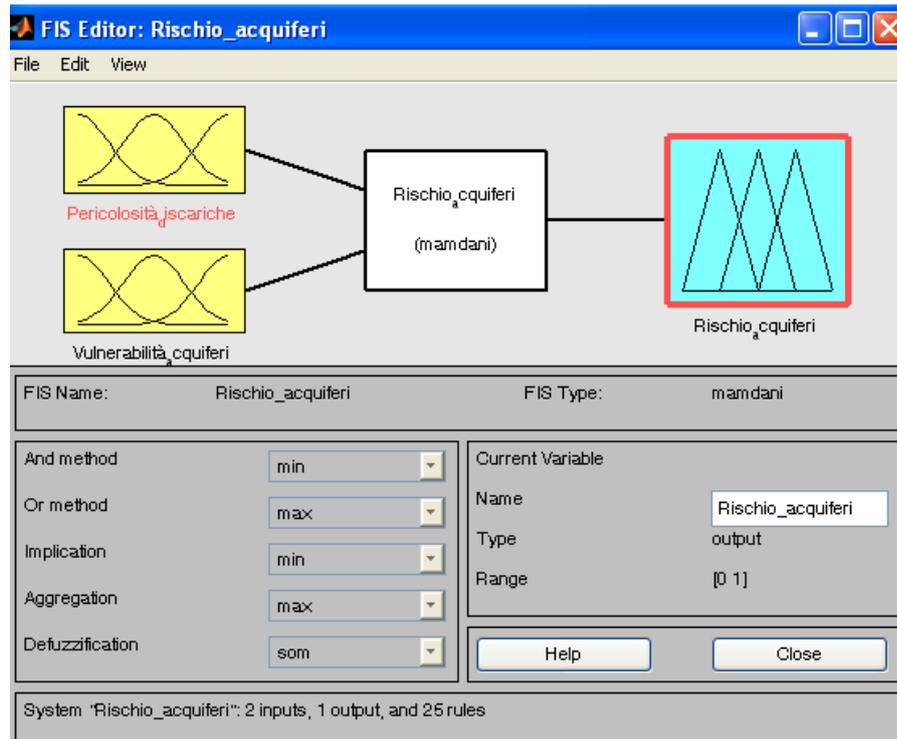


Figura 2.1.7: Definizione degli input e dell'output utilizzando il Matlab Toolbox.

Il file .FIS non è altro che un ulteriore codice di calcolo che può essere realizzato anche senza passare per l'interfaccia grafica (Fig. 2.1.10). Tale codice si compone di una serie di istruzioni necessarie a definire le condizioni al "contorno" del modello, ovvero permette di definire le funzioni di appartenenza con la suddivisione nelle varie classi (Fig. 2.1.8), le regole fuzzy (Fig. 2.1.9) che intercorrono tra input ed output e il metodo di defuzzificazione. Nella definizione delle funzioni è necessario indicare il nome della classe, ad esempio Molto alta, il tipo di funzione che la descrive, ad esempio trapmf, che indica una funzione trapezoidale e le coordinate cartesiane di essa.

```
[Input1]
Name='Pericolosità_discalriche'
Range=[0 1]
NumMFs=5
MF1='Molto_bassa':'trapmf',[-0.225 -0.025 0.025 0.225]
MF2='Bassa':'trapmf',[0.025 0.225 0.275 0.475]
MF3='Media':'trapmf',[0.275 0.475 0.525 0.725]
MF4='Alta':'trapmf',[0.525 0.725 0.775 0.975]
MF5='Molto_alta':'trapmf',[0.775 0.975 1.025 1.225]
```

Figura 2.1.8: Istruzioni tipo per la definizione delle funzioni di appartenenza.

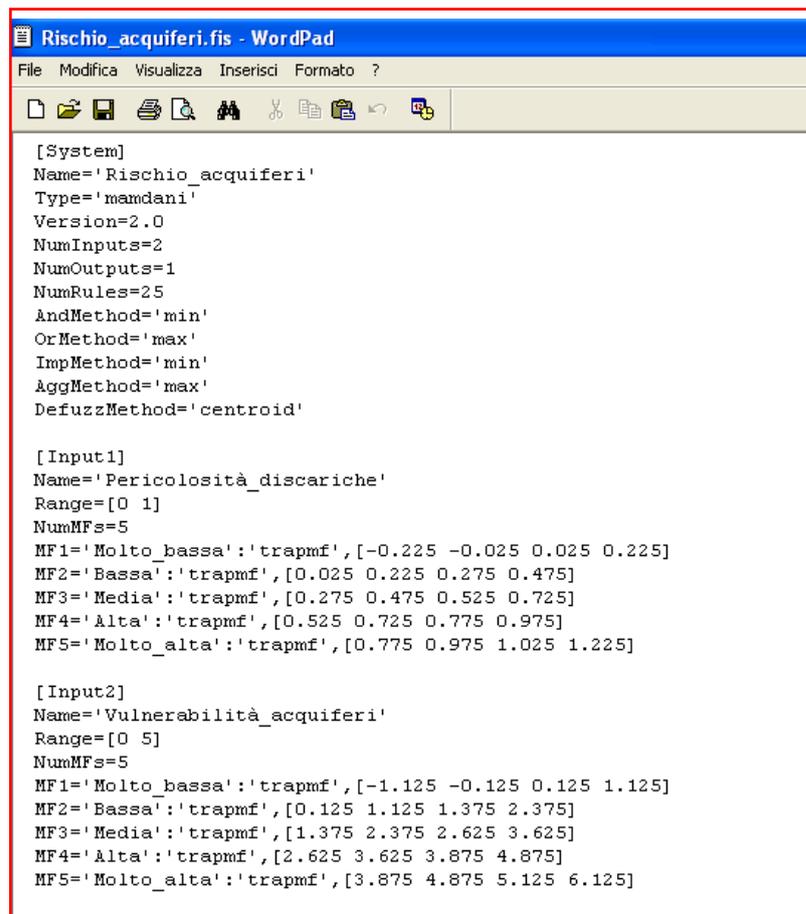
Per quanto riguarda le regole, l'istruzione di calcolo è molto banale, in quanto si tratta di una semplice combinazione di numeri che identificano le classi. Difatti, se si volesse scrivere sotto forma di istruzione la seguente regola:

IF {Pericolosità delle discariche="Molto Bassa"} AND {Vulnerabilità degli acquiferi="Molto Bassa"} THEN {Rischio ambientale="Molto Basso"}

Si scriverebbe l'istruzione sotto forma di combinazione di numeri in funzione del numero associato alle classi che compaiono nelle regole.

```
[Rules]
1 1, 1 (1) : 1
1 2, 2 (1) : 1
1 3, 2 (1) : 1
1 4, 3 (1) : 1
```

Figura 2.1.9: Regole fuzzy tipo.



```
[System]
Name='Rischio_acquiferi'
Type='mandani'
Version=2.0
NumInputs=2
NumOutputs=1
NumRules=25
AndMethod='min'
OrMethod='max'
ImpMethod='min'
AggMethod='max'
DefuzzMethod='centroid'

[Input1]
Name='Pericolosità_discariche'
Range=[0 1]
NumMFs=5
MF1='Molto_bassa':'trapmf',[-0.225 -0.025 0.025 0.225]
MF2='Bassa':'trapmf',[0.025 0.225 0.275 0.475]
MF3='Media':'trapmf',[0.275 0.475 0.525 0.725]
MF4='Alta':'trapmf',[0.525 0.725 0.775 0.975]
MF5='Molto_alta':'trapmf',[0.775 0.975 1.025 1.225]

[Input2]
Name='Vulnerabilità_acquiferi'
Range=[0 5]
NumMFs=5
MF1='Molto_bassa':'trapmf',[-1.125 -0.125 0.125 1.125]
MF2='Bassa':'trapmf',[0.125 1.125 1.375 2.375]
MF3='Media':'trapmf',[1.375 2.375 2.625 3.625]
MF4='Alta':'trapmf',[2.625 3.625 3.875 4.875]
MF5='Molto_alta':'trapmf',[3.875 4.875 5.125 6.125]
```

Figura 2.1.10: Estratto del codice fis per la valutazione del rischio ambientale.

Per ridurre ulteriormente l'onere computazionale e il tempo di elaborazione, la pericolosità delle discariche si può calcolare suddividendo i parametri caratterizzanti in ulteriori sottogruppi; difatti sono stati creati altri tre differenti file .FIS suddivisi per tematiche.

Il primo sottogruppo, denominato *Vulnerabilità del sito* (Fig. 2.1.11), racchiude la soggiacenza del sito, l'acclività del sito e la prossimità ai corsi d'acqua. Questi tre parametri sono stati considerati come elementi caratterizzanti la vulnerabilità del sito, in quanto rappresentano la propensione del sito ad essere contaminato a causa di un'eventuale fuoriuscita di percolato. Per i tre parametri sono state definite di conseguenza le funzioni di appartenenza (Fig. 2.1.12– Fig. 2.1.14).

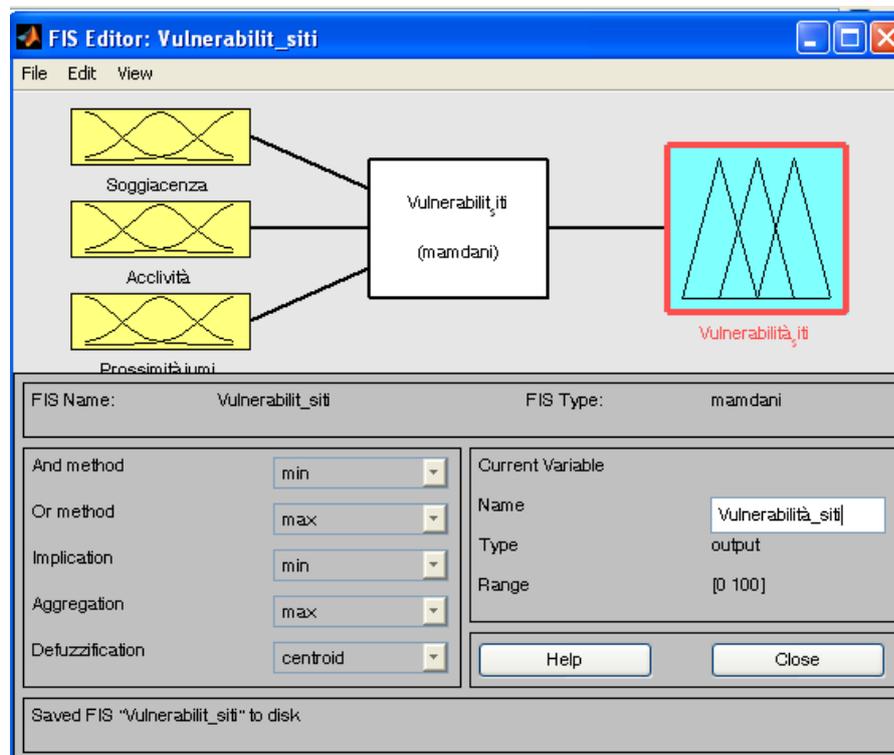


Figura 2.1.11: Schema fuzzy per la valutazione della vulnerabilità dei siti.

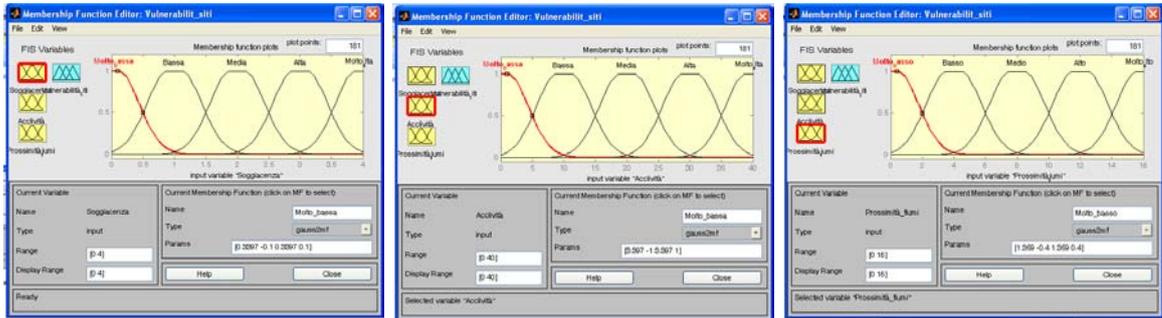


Figura 2.1. 12: Funzione di appartenenza per la "Soggiacenza".

Figura 2.1.13: Funzione di appartenenza per la "Acclività".

Figura 2.1.14: Funzione di appartenenza per la "Prossimità ai corsi d'acqua".

Il secondo sottogruppo è la *Potenzialità delle discariche* (Fig. 2.1.12) che include la produzione di percolato e il volume dei rifiuti. È intesa come potenzialità delle discariche la capacità a rilasciare contaminanti in virtù del volume di rifiuti e della produzione di percolato. Pertanto, all'aumentare di questi due fattori si avrà un aumento del parametro *Potenzialità delle discariche*. Anche in questo caso vanno definite le funzioni di appartenenza dei rispettivi parametri che caratterizzano la potenzialità delle discariche (Fig.2.1.16 - Fig. 2.1.17).

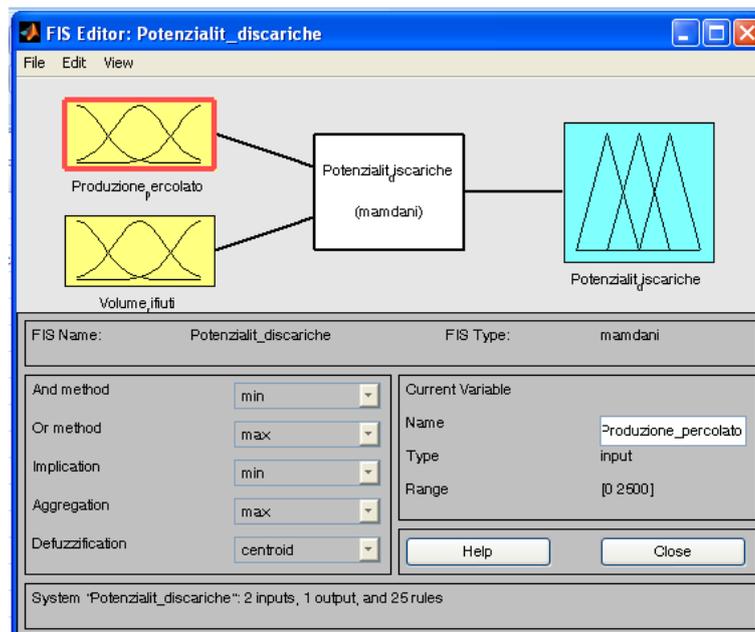


Figura 2.1.15: Schema fuzzy per la valutazione della potenzialità delle discariche.

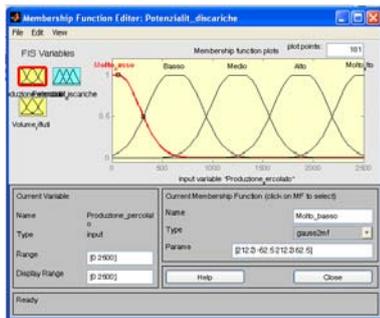


Figura 2.1.16: Funzione di appartenenza per la "produzione di percolato".

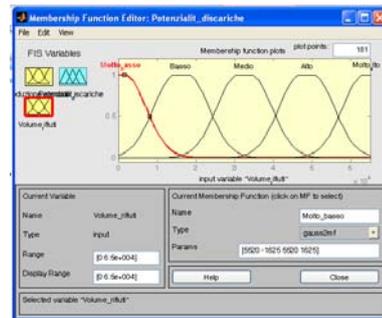


Figura 2.1.17: Funzione di appartenenza per il "volume dei rifiuti".

Infine è stata ricavata la *Pericolosità delle discariche* portando in conto la vulnerabilità dei siti, la potenzialità delle discariche e lo stato delle discariche. Quest'ultimo elemento rappresenta l'insieme dei parametri non fuzzy costituito da: il contenuto delle discariche, il ricoprimento della discariche e l'attività delle discariche. Per poterli utilizzare nel modello fuzzy è necessario renderli numerici; a tal proposito si è optato per l'assegnazione di un punteggio a seconda della pericolosità e se ne è poi fatta la somma per poter gestire il dato come una variabile fuzzy. Dopo aver effettuato ciò, si procede alla definizione delle funzioni di appartenenza per ciascuna classe fuzzy definita (Fig. 2.1.19– 2.1.21).

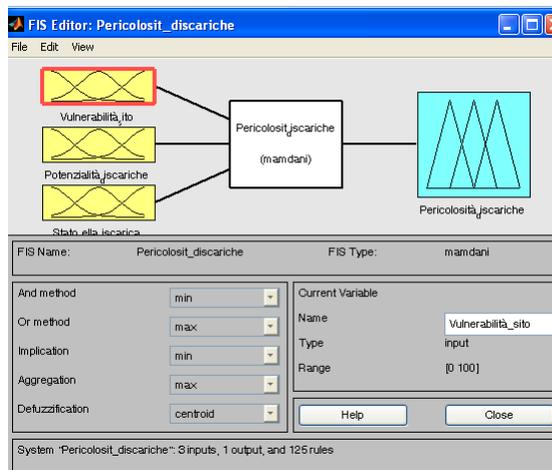


Figura 2.1.18: Schema fuzzy per la valutazione della pericolosità relativa delle discariche.

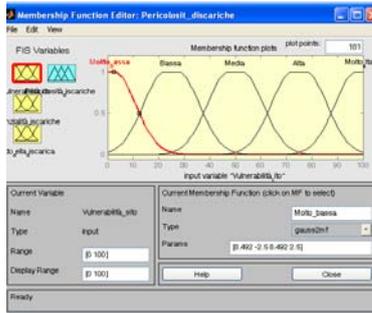


Figura 2.1.19: Funzione di appartenenza per la "vulnerabilità del sito".

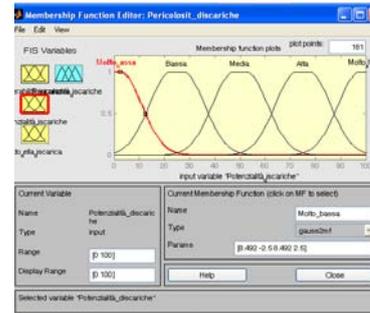


Figura 2.1.20: Funzione di appartenenza per la "potenzialità delle discariche".

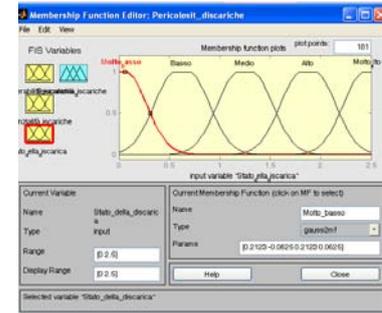


Figura 2.1.21: Funzione di appartenenza per la "stato delle discariche".

In definitiva si sono realizzati 3 files FIS (Potenzialit\_discariche.FIS, Vulnerabilit\_sito.FIS, Pericolosit\_discariche.FIS) provenienti dalla compilazione di 3 interfacce grafiche differenti come indicato sopra.

Per ciascun file FIS si sono definiti i parametri di cui si è detto precedentemente, in modo da ottenere le informazioni necessarie da richiamare nell' m\_file per poter far girare il modello fuzzy.

Per come è stato costruito il modello fuzzy, in uscita si ottengono quattro valori: la potenzialità delle discariche, la vulnerabilità dei siti, la pericolosità delle discariche ed il rischio ambientale. Noto l'obiettivo del modello fuzzy, l'attenzione si soffermerà sul rischio ambientale e sulla pericolosità delle discariche espressi sottoforma di indice.

Di seguito si riporta il codice in Matlab per la valutazione del rischio ambientale:

```
% Valutazione del rischio ambientale
    load parametri.txt;
    A=parametri;
% Matrice contenente soggiacenza e acclività
    B=A(:,1:2);
% Matrice contenente Indice di prossimità ai corsi d'acqua
    C=A(:,6);
    D=[B,C];
a=readfis('Vulnerabilit_siti');
Vulnerabilit=evalfis([D],a);
b=readfis('Potenzialit_discariche');
% Matrice contenente produzione percolato e volume rifiuti
E=A(:,3:4);
Potenzialit=evalfis([E],b)
c=readfis('Pericolosit_discariche');
% Matrice contenente Stato della discarica
    F=A(:,5);
J=[Vulnerabilit,Potenzialit,F];
Pericolosit=evalfis([J],c)

%Matrice contenente Vulnerabilità degli acquiferi
load VulAcquiferi.txt;
VulnerabilitAcquiferi=VulAcquiferi;
Y=[Pericolosit,VulnerabilitAcquiferi];
d=readfis('Rischio_acquiferi');
Rischio=evalfis([Y],d)
```

**Figura 2.1.22: Istruzioni di calcolo per valutare il rischio ambientale.**

### **2.1.3. L'analisi di sensitività applicata al modello fuzzy**

La maggior parte dei modelli di simulazione presenti in letteratura si compone di parametri e relazioni matematiche interconnessi tra loro. Nelle migliori condizioni i modelli hanno molti gradi di libertà, pertanto è indispensabile conoscere bene il modello per ottenere da esso il comportamento desiderato. Bisogna far in modo che il comportamento del modello si avvicini quanto più possibile alle previsioni, ragion per cui è necessario sapere quanto ogni fonte di incertezza pesi sulle previsioni del modello. In generale, lo studio dei parametri viene effettuato attraverso l'analisi di sensitività e permette di individuare quali parametri del modello sono più sensibili. In definitiva, l'analisi di sensitività permette di capire il comportamento generale di un modello ed è considerata da alcuni come un prerequisito per la costruzione del modello in qualsiasi ambiente e in qualsiasi campo in cui i modelli vengono utilizzati.

Per ridurre la soggettività, l'incertezza ed affinare il modello in esame, si può ricorrere ad una analisi di sensitività che consente di effettuare una serie di simulazioni

caratterizzate da differenti parametri in ingresso al modello. Difatti, le simulazioni eseguite sono state contraddistinte da schemi fuzzy differenti per tipologia di funzione di appartenenza e metodo di defuzzificazione.

L'obiettivo principale dell'integrazione di questa analisi alla analisi fuzzy è quello di identificare il miglior risultato in termini di rischio ambientale. Lo scopo secondario consiste nella necessità di individuare lo schema fuzzy che meglio rappresenta la distribuzione dei dati di ingresso al modello (soggiacenza, acclività del sito, prossimità ai corsi d'acqua, volume rifiuti, produzione percolato, stato delle discariche, vulnerabilità degli acquiferi). Per la scelta dello schema fuzzy più appropriato a rappresentare i dati di input si sono messi a confronto i due indici di dispersione (deviazione standard e varianza) di tutte le distribuzioni fuzzy con quelli dei dati di input, in modo da individuare le distribuzioni con valori di deviazione e varianza confrontabili. Per una scelta più scrupolosa viene eseguito un test F per confrontare con maggior precisione le varianze relative alle distribuzioni corrispondenti a ciascun modello fuzzy ed ai dati di partenza.

## ***2.2. MODELLO NEURO-FUZZY PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO DEGLI ACQUIFERI***

Il modello previsionale per la valutazione del rischio di contaminazione degli acquiferi connesso alla presenza di discariche di rifiuti solidi si basa su un Adaptive Neural Network-based Fuzzy Inference System (ANFIS) (Zimmermann 1991; Jang, 1993); attraverso cui è possibile calibrare le funzioni di appartenenza e le regole fuzzy dell'inferenza fuzzy addestrando la rete neurale artificiale. Il modello neuro-fuzzy realizzato, come il modello fuzzy, ha delle variabili di input al sistema ovvero la vulnerabilità degli acquiferi e la pericolosità delle discariche e un output ossia il rischio di inquinamento degli acquiferi (Fig.2.2.1).

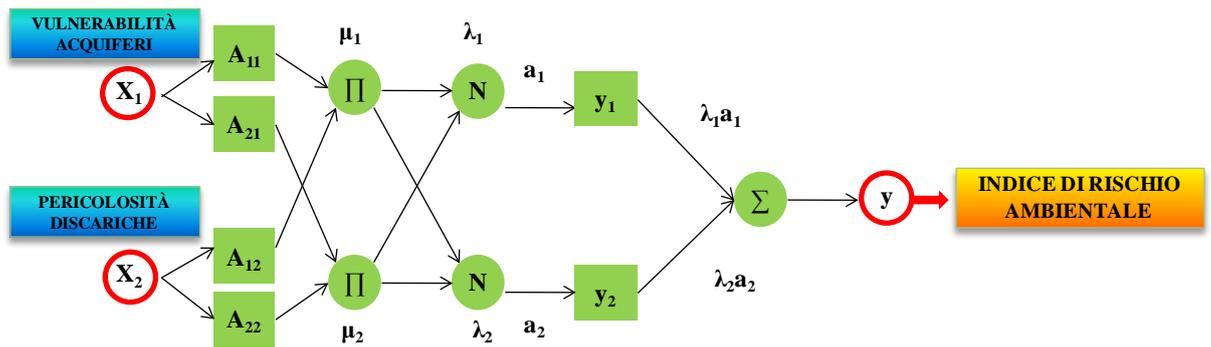


Figura 2.2.1: Modello neuro-fuzzy per la valutazione dell'inquinamento degli acquiferi.

Per effettuare l'addestramento del modello è necessario definire a priori una matrice costituita da parametri di input e da un unico valore di output.

A tal fine sono stati definiti gli input necessari per la fase di addestramento della rete. In particolare, per ciascun sito si sono considerati, i parametri di input che si erano utilizzati nel modello precedente: la pericolosità delle discariche e la vulnerabilità degli acquiferi mentre come output si è assegnato il rischio di inquinamento degli acquiferi sotto forma di indice.

La matrice di addestramento si compone di dati provenienti da una campagna di indagini o da dati sperimentali oppure dettati dall'esperienza nel campo.

In questo modo il sistema neuro-fuzzy sarà in grado di apprendere conoscenza dai dati mediante il paradigma neurale, e di rappresentarla esplicitamente sottoforma di regole fuzzy.

Per ridurre la soggettività insita nei dati e per affinare il modello in esame si è fatto ricorso anche in questo caso ad una analisi di sensitività, che ha permesso di effettuare alcune simulazioni caratterizzate da differenti funzioni di appartenenza. L'analisi di sensitività è stata condotta ripetendo l'intera procedura neuro-fuzzy e modificando di volta in volta le funzioni di appartenenza.

### 2.2.1. Struttura del modello neuro-fuzzy

Lo scopo di un sistema neuro-fuzzy è di adattare un Sistema di Inferenza Fuzzy ai dati empirici mediante algoritmi di apprendimento utilizzati nelle reti neurali e di definire un'architettura che si possa cioè trasformare da Sistema di Inferenza Fuzzy a rete neurale e viceversa in qualunque momento. L'architettura (Fig. 2.2.2) di un sistema si

fatto risulta molto articolata e complessa in quanto si compone di diversi livelli interagenti tra di essi quali:

- il livello per il calcolo delle funzioni di appartenenza per determinare il grado di appartenenza a ciascun insieme fuzzy;
- il livello per il calcolo degli antecedenti che determinano i valori di verità degli antecedenti;
- il livello per il calcolo dei conseguenti che calcolano i valori di verità normalizzati;
- il livello per determinare gli output per ciascuna regola;
- il livello per il calcolo dell'output finale del sistema.

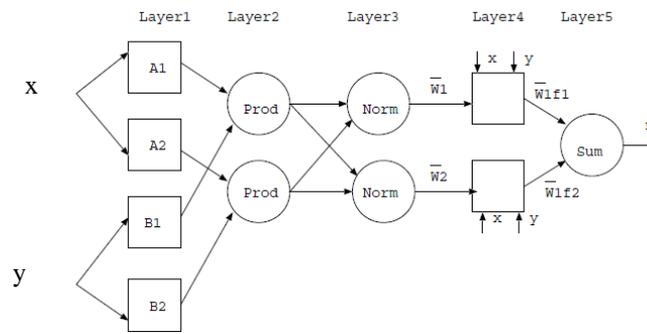


Figura 2.2.2: Architettura di un modello neuro-fuzzy.

Tutte queste operazioni che si hanno tra i diversi livelli avvengono a scatola chiusa in una black-box. Quindi l'unico compito di chi usa un modello neuro-fuzzy per lo studio di un qualsiasi fenomeno o problematica, è quello di disporre di una sufficiente mole di dati per poter costruire la matrice di addestramento per poi addestrarlo.

Nel caso del modello per la valutazione del rischio ambientale i parametri che entrano in gioco sono: la pericolosità delle discariche e la vulnerabilità degli acquiferi. Come per il modello fuzzy anche in questo caso la vulnerabilità può essere determinato con un qualsiasi metodo idrogeologico, con l'attenzione che il risultato in uscita sia numerico, se così non fosse sarà necessario ricorrere ad operazioni di conversione in dati numerici. La pericolosità delle discariche, invece, viene determinata direttamente nel modello neuro-fuzzy inserendo in input le variabili caratterizzanti le discariche: la produzione di percolato, il volume dei rifiuti, la presenza di copertura delle discariche, la tipologia di rifiuto smaltita in discarica, l'attività della discarica, la prossimità ai corsi d'acqua; l'acclività del sito e la soggiacenza. Questi parametri vengono raggruppati in tre

sottogruppi: la potenzialità delle discariche che racchiude il volume dei rifiuti e la produzione di percolato; lo stato delle discariche costituito dalla presenza di copertura delle discariche, dalla tipologia di rifiuto smaltita in discarica e l'attività della discarica; la vulnerabilità dei siti composta dalla prossimità ai corsi d'acqua, dalla soggiacenza e dall'acclività del sito.

Quest'ulteriore semplificazione è necessaria per ridurre i tempi di simulazione che potrebbero protrarsi a diverse ore.

Dopo aver individuato i parametri di input e l'obiettivo da raggiungere va costruita la matrice di addestramento che sarà la base per l'output finale.

### **2.2.2. Implementazione del modello neuro-fuzzy in Matlab**

Il modello neuro-fuzzy descritto nel paragrafo precedente può essere implementato in Matlab scrivendo un m-file in cui attraverso opportune istruzioni viene richiamata la matrice di addestramento, si definiscono le funzioni di appartenenza e le rispettive classi, si assegna il numero di epoche che rappresenta il numero di iterazioni affinché il modello giunge a convergenza.

```
% RISCHIO DI INQUINAMENTO DEGLI ACQUIFERI
% Caricare il file che contiene la matrice di 'rischio di
inquinamento degli acquiferi' per l'addestramento della rete
load Radd.txt
R=Radd
% Matrice contenente Pericolosità delle discariche e Vulnerabilità
intrinseca degli acquiferi P(:,7)
Y=[Pericolosit,A(:,7)];
% Analisi neuro-fuzzy per la valutazione del Rischio di contaminazione
degli acquiferi
epoch_n4 = 100;
in_fis4 = genfis1([R],5,'gausmf');
out_fis4 = anfis([R],in_fis4,epoch_n4);
R_out=out_fis4;
Rischio=evalfis([Y],R_out);
```

**Figura 2.2.3: Estratto del codice Matlab per la determinazione del rischio di inquinamento degli acquiferi.**

Le istruzioni che compaiono nel codice (Fig. 2.2.3) posso essere sostituite dall'interfaccia grafica di Matlab (Toolbox di Matlab) con il difetto che permettono l'addestramento ma l'output del modello va calcolato per singolo acquifero inserendo di volta in volta i parametri legati ad un solo sito.

In generale, comunque, l'Anfis in Matlab si compone di quattro fasi:

- l'inizializzazione, che è definita dalla funzione "genfis1" che consente di definire le funzioni di appartenenza;
- il training, ovvero l'addestramento, identificato dalla funzione "anfis";
- il testing che consente di valutare l'errore di addestramento;
- l'utilizzo del modello neuro-fuzzy è definito dalla funzione "evalfis" che consente di determinare i valori dell'indice di rischio ambientale relativo a dati dei siti.

Se si vuole seguire la strada dell'interfaccia grafica le operazioni risultano molto meccaniche in quanto semplicemente deve essere caricata la matrice di addestramento (Fig. 2.2.4) che appare a schermo. Con una semplice operazione, poi, vanno definite le funzioni di appartenenza (Fig. 2.2.5) e subito in seguito va richiesto l'addestramento del modello (Fig. 2.2.6) che è tanto più preciso se il numero di epoche, cioè i cicli di utilizzo di tutte le osservazioni, è elevato.

Volendo testare l'attendibilità del modello in funzione dei dati in ingresso e quelli in uscita dall'interfaccia grafica è possibile effettuare il testing in maniera agevole e veloce.

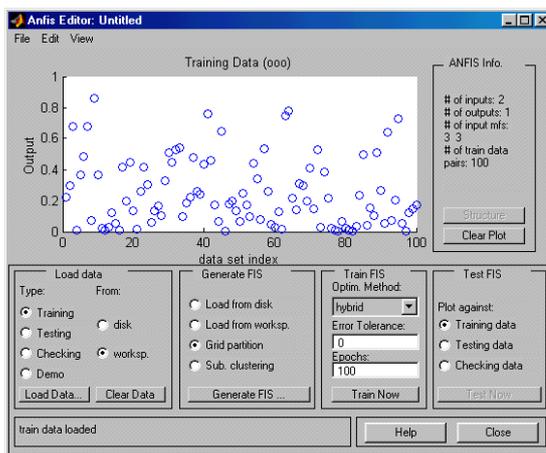


Figura 2.2.4: Caricamento della matrice di addestramento.

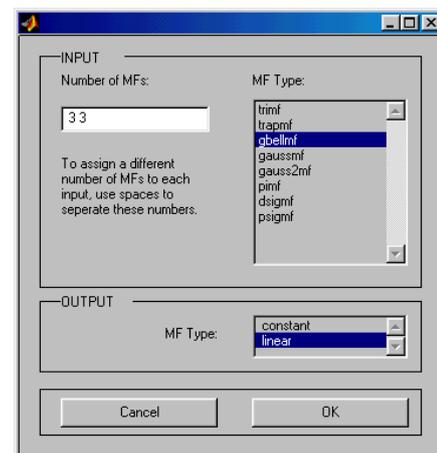


Figura 2.2.5: Definizioni delle funzioni di appartenenza.

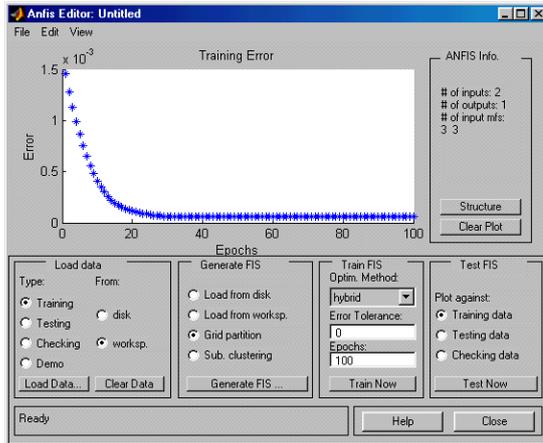


Figura 2.2.6: Addestramento del modello neuro-fuzzy.

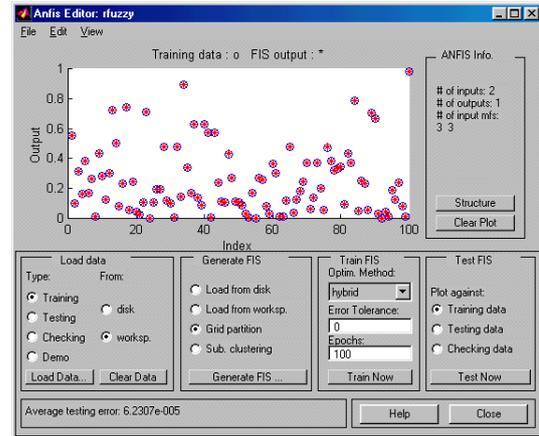


Figura 2.2.7: Testing del modello neuro-fuzzy.

### 2.2.3. L'analisi di sensitività applicata al modello neuro-fuzzy

La soggettività insita in questo modello come in quello precedente riguarda la definizione della forma delle funzioni di appartenenza. La letteratura lascia libero arbitrio nella definizioni di tali funzioni in quanto devono essere frutto di un attento studio del fenomeno e di esperienza a riguardo dell'operatore. Quindi per ridurre questa soggettività si affianca l'analisi di sensitività al modello neuro-fuzzy. In particolare si eseguono varie simulazioni modificando di volta in volta la tipologia di funzione, ottenendo in uscita dati di rischio ambientale differenti. Per poter scegliere la migliore soluzione tra quelle generate dal modello si valutano gli indici di dispersione delle distribuzioni dei dati di partenza e di output del rischio. In fine per una maggiore conferma viene eseguito un test f, che analizza le varianze delle distribuzioni.

### **2.3. LA VULNERABILITÀ ALL'INQUINAMENTO DEGLI ACQUIFERI**

Nei due modelli progettati tra i parametri atti a determinare il rischio vi è la vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi. Essa da anni è sottoposta a varie ricerche, infatti, odiernamente la letteratura offre una svariata casistica di metodi, per cui volendo applicare i modelli fuzzy e neuro-fuzzy si può scegliere un qualsiasi metodo di vulnerabilità. Ovviamente, la scelta della metodologia dipende dalla finalità dello studio, dalla scala dell'area da esaminare, dalla densità dei punti di rilevamento e dall'affidabilità dei dati.

In realtà, la letteratura scientifica propone differenti metodologie a seconda del dettaglio dell'informazione che si vuole ottenere. Da un punto di vista tipologico, possiamo distinguere le metodologie presenti in letteratura in tre gruppi fondamentali:

- Valutazione per modelli numerici (Espressioni Analogiche [AR]) che vengono applicati nel caso di una piccola zona dove sono disponibili molte informazioni puntuali.
- Zonazione per aree omogenee (valutazione per complessi e situazioni idrogeologiche [CSI]); questo approccio viene utilizzato quanto le informazioni sul territorio sono scarse e molto disperse e per denominatori di scala medio-grandi.
- Valutazione per sistemi parametrici che possono essere distinti in: a) sistemi a matrice (Matrix Systems [MS]); b) sistemi a punteggio semplice (Rating Systems [RS]); c) sistemi a punteggi e pesi (Point Count System Models [PCSM]); possono essere utilizzati per densità medie di dati.

Quindi, la valutazione del rischio di contaminazione degli acquiferi può essere effettuata con l'utilizzo di modelli matematici agli elementi finiti o alle differenze finite che analizzano il trasporto degli inquinanti negli acquiferi. Inoltre, sono numerosi i modelli numerici per la valutazione della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi, spesso questi sono utilizzati per studi sito-specifici e non per la mappatura della vulnerabilità su grande scala. Lo svantaggio principale dei modelli numerici non è legata alla complessità matematica ma al fatto che la maggior parte di essi sono stati realizzati per terreni di media-alta porosità. I modelli numerici, adatti, per piccole porzioni di territorio sono vari come il MACRO 4.3 (dual-permeability model; Jarvis 2002; Merdun e Quisenberry 2004); RZWQM98 (dual-permeability model, Ma et al. 2000);

Hydrus-1D ((dual-porosity and dual permeability model; Simunek et al. 2003, 2005, Castiglione et al. 2003); LEACHM (Hutson 2003, Nolan et al. 2005).

Anche per la valutazione e la mappatura della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi su larga scala sono numerose le metodologie sviluppate, ad esempio Gemitzi Alexandra et al. nel 2006 (Gemitzi et al., 2006) determinano la vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento da fonti concentrate e/o distribuite applicando un metodo in cui accoppiano il GIS con la logica fuzzy e le tecniche di valutazione multicriteri.

In realtà il metodo più semplice di valutazione della vulnerabilità utilizzato in tutto il mondo è un approccio sostanzialmente idrogeologico, che valuta la vulnerabilità, utilizzando una serie di protocolli, per situazioni più o meno complesse. Queste valutazioni non sono influenzate dal numero e dalla qualità dei dati disponibili ma anche dall'esperienza di chi opera.

Per limitare la soggettività in Italia è stato messo a punto un protocollo definito metodo SINTACS (Civita & De Maio, 1997). Questo metodo è nato sulla base di un metodo americano (Drastic) adattato alle situazioni idrogeologiche, pedologiche e di impatto che si riscontrano nel territorio italiano. Il SINTACS rispetto al Drastic risulta migliorato nella funzionalità e soprattutto capace attraverso una suddivisione in classi di vulnerabilità di fornire uno strumento utile a fini operativi.

Il Sintacs rientra nella categoria dei sistemi parametrici a punteggio e peso (PCSM). Il metodo considera i parametri caratterizzanti la vulnerabilità degli acquiferi. Ciascun parametro, suddiviso in intervalli di valori e/o tipologie dichiarate, viene identificato da un punteggio arbitrario crescente in funzione dell'importanza che esso assume nella valutazione complessiva. Quando si hanno grandi aree da sottoporre ad analisi Civita M., in: AA.VV., 1988; Civita M., 1990 propone il metodo GNDCI-CNR. Tale metodo è idoneo per vaste aree con diverse situazioni geologiche, idrogeologiche e morfologiche, nelle quali i dati e le informazioni non hanno una distribuzione omogenea sul territorio.

Per la stima della vulnerabilità ambientale delle acque sotterranee l'Agenzia Federale per l'Ambiente Statunitense (United States Environmental Protection Agency, EPA), invece, ha adottato il metodo DRASTIC, messo a punto da Aller et al. (1987). Questo è un metodo parametrico, basato sull'attribuzione di punteggi e di pesi ai diversi fattori che influenzano la vulnerabilità di un acquifero. Il DRASTIC è tra i migliori modelli in base ad un ottimo rapporto qualità-costi e sicuramente è tra quelli più adottati per la

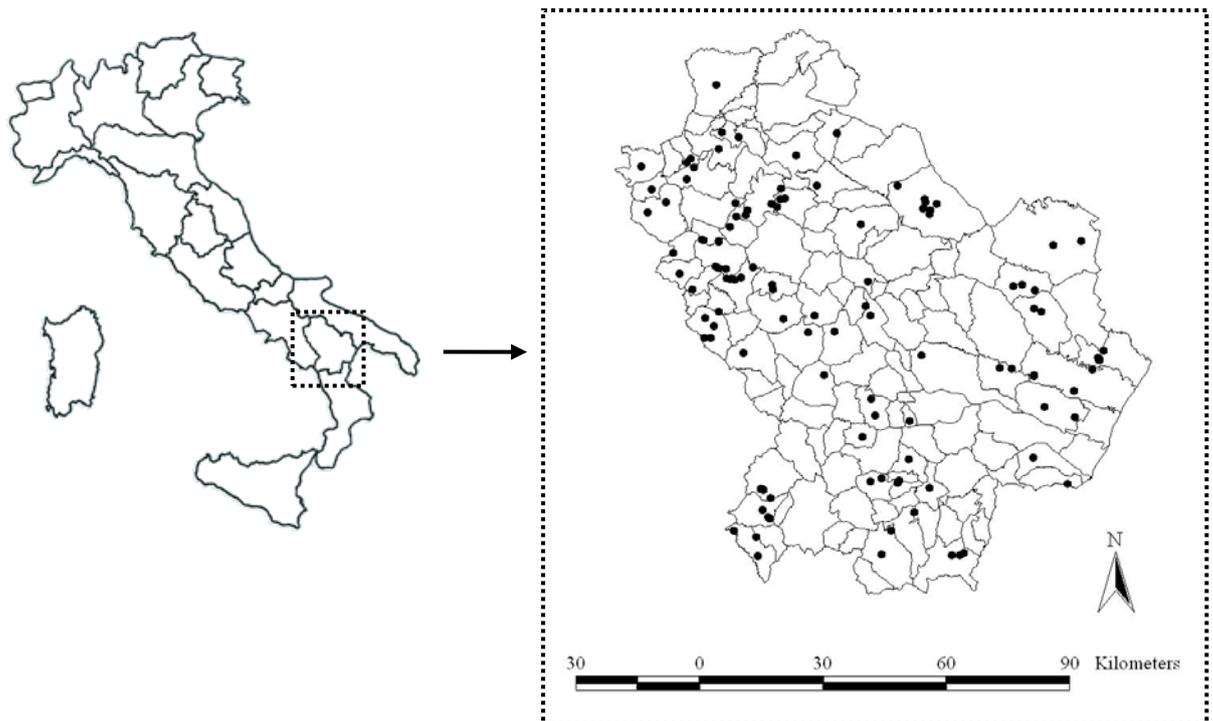
stima della vulnerabilità degli acquiferi. Il termine DRASTIC, è un acronimo, formato dalle lettere iniziali dei termini inglesi che individuano i sette parametri ambientali presi come indicatori della vulnerabilità, che sono quelli da valutare per definire la vulnerabilità. In seguito Celico, adattando il metodo DRASTIC ad acquiferi in realtà idrogeologiche complesse, genera il metodo DAC (Celico F., 1996). Inoltre per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi carsici si utilizzano altri metodi come il metodo COP, che tiene conto di tre fattori: C (flow concentration), O (overlying layers ) e P (precipitation).

In genere la base principale per lo studio del sistema acquifero è rappresentata dalla costruzione delle carte di vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento, le quali si basano (Civita, 1994):

- sul tempo di transito dell'acqua e di un eventuale inquinante fluido idroveicolato nella zona non satura fino a raggiungere la superficie piezometrica dell'acquifero sottostante;
- sulla dinamica del fluido e dell'inquinante idroveicolato nella zona satura;
- sulla concentrazione residua di un inquinante fluido idroidroveicolato al suo arrivo nel mezzo saturo rispetto alla concentrazioni iniziale che rappresenta la capacità di attenuazione del mezzo non saturo.

### **CAPITOLO 3: APPLICAZIONE DEI MODELLI DI VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE AD ALCUNI ACQUIFERI DELLA REGIONE BASILICATA (ITALIA MERIDIONALE)**

I modelli fuzzy e neuro-fuzzy per la valutazione del rischio ambientale sono stati testati su un campione di dati relativi ad alcuni siti presenti nella regione Basilicata. In particolare, i due algoritmi proposti sono stato applicati ad alcune discariche incontrollate presenti nella Regione Basilicata (Fig. 3.1), rilevate con il censimento del 2002 dal “Corpo Forestale dello Stato”, attraverso il quale si sono individuate 469 aree che necessitano di interventi di bonifica, ripristino ambientale e/o messa in sicurezza: 315 in provincia di Potenza e 204 in provincia di Matera. Di tali aree, 290 sono discariche illegali: 122 in provincia di Matera e 168 in provincia di Potenza.



**Figura 3.1: Localizzazione delle discariche incontrollate presenti nella Regione Basilicata (Italia Meridionale) sottoposte ad analisi fuzzy e neuro-fuzzy.**

Di tutti i siti rilevati, in questo lavoro ne sono stati analizzati solo alcuni, per i quali erano disponibili parametri morfologici ed idrogeologici, relativi al territorio, ed ambientali, relativi ai rifiuti presenti.

Dei parametri stimati o reperiti dal censimento del Corpo Forestale dello Stato sono stati utilizzati quelli più significativi per la definizione delle variabili di ingresso nei modelli, ovvero quelli previsti dal modello fuzzy e neuro-fuzzy presentati nel capitolo 2. I parametri in ingresso ai modelli non tutti sono stati ricavati direttamente dai dati di censimento ma anche utilizzando metodi idrologici e applicazioni GIS.

### **3.1. DATI DI INPUT PER I MODELLI FUZZY E NEURO-FUZZY**

#### **3.1.1. Parametri di input utilizzati nei modelli fuzzy e neuro-fuzzy**

Il primo passo nelle analisi fuzzy e neuro-fuzzy riguarda l'individuazione e/o la determinazione dei dati in ingresso al modello. I parametri di input nei due modelli proposti per la valutazione del rischio di inquinamento degli acquiferi (Capitolo 2) sono: la pericolosità delle discariche e la vulnerabilità degli acquiferi.

I parametri che permettono a sua volta di calcolare la pericolosità delle discariche sono:

- la soggiacenza;
- l'acclività;
- la produzione di percolato;
- il volume dei rifiuti;
- la copertura delle discariche;
- la tipologia di rifiuti smaltita in discarica;
- l'attività del sito;
- indice di prossimità ai corsi d'acqua.

La vulnerabilità degli acquiferi, invece, viene considerata essa stessa come parametro di input, in quanto si preferisce determinarla attraverso metodi idrogeologici presenti in letteratura; i quali richiedono informazioni di carattere geologico, spesso qualitativi. In particolare, in questo lavoro, data l'estensione dell'area in esame, si è preferito utilizzare un metodo di zonazione ad aree omogenee cioè il metodo GNDCI-CNR (Civita, 1990).

### **3.1.2. Parametri caratterizzanti la pericolosità delle discariche**

La pericolosità delle discariche viene intesa come la capacità di una discarica a rilasciare sostanze estranee all'ambiente naturale, quale il biogas e il percolato, che vadano a contaminarlo. Nel caso studio proposto si punta l'attenzione all'inquinamento del suolo e sottosuolo e non dell'aria per cui si analizzeranno gli aspetti delle discariche che in qualche modo contribuiscono potenzialmente ad inquinarlo.

I parametri che concorrono a definire la pericolosità delle discariche intesa come appena detto, sono elencati nel paragrafo 3.1.

La produzione di percolato, il volume, l'acclività e l'indice di prossimità ai corsi d'acqua sono stati calcolati sulla base di altre informazioni note, utilizzando strumenti GIS e dati idrologici storici.

La *soggiacenza*, ovvero la profondità della superficie piezometrica rispetto al piano campagna, è un parametro fondamentale nella valutazione del rischio di una discarica incontrollata, in quanto l'assenza delle barriere impermeabilizzanti di fondo potrebbe essere un grave problema per le falde freatiche presenti nel sottosuolo. Questo parametro è di rilevante importanza poiché condiziona il tempo di transito dell'inquinante e la durata delle azioni auto-depurative dell'insaturo. Nel caso in esame la soggiacenza per ciascun sito è stata ricavata da una mappa dei livelli piezometrici. Tale mappa è stata costruita mediante il metodo del Kriging, interpolando i valori puntuali di soggiacenza derivanti dai dati rilevati in 506 pozzi situati sul territorio della Regione Basilicata. I parametri utilizzati per l'interpolazione attraverso il Kriging sono presenti nella Tabella 3.1.1.

La mappa risultante è un raster con risoluzione pari a 240×240 metri.

Parametri	Valori
Semivariogram	Spherical model
Major range	123 701
Partial sill	3.1547
Nugget	0.89325
Lag size	10 436
Number of lags	12

Tabella 3.1.1: Parametri dell'interpolazione attraverso il metodo del Kriging.

L'acclività del sito svolge un ruolo importante nell'infiltrazione delle acque meteoriche e di conseguenza nella produzione di percolato, per cui essa è stata determinata per ciascun sito utilizzando il modello digitale della superficie topografica in ambiente GIS, con risoluzione 240×240 metri.

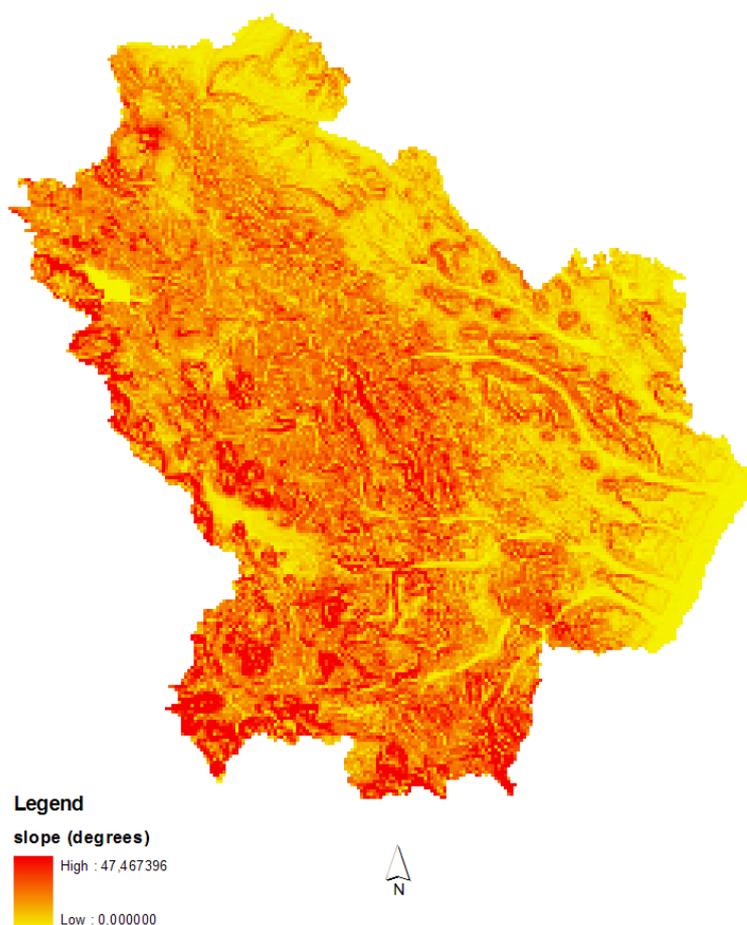
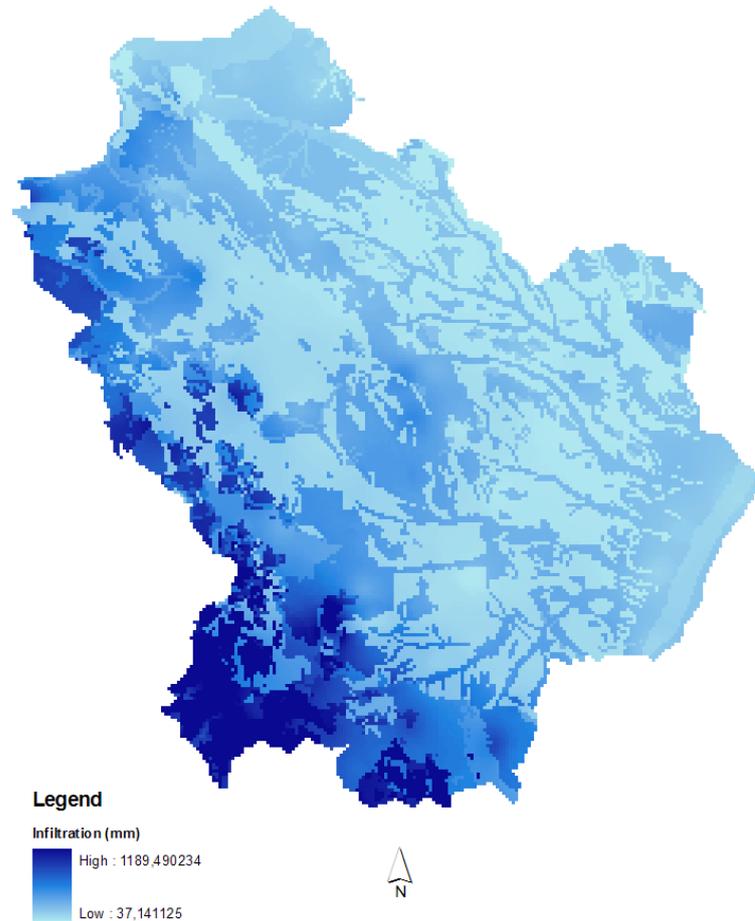


Figura 3.1.1: Mappa di acclività del sito.

La *produzione di percolato* è stata stimata considerando i valori medi delle precipitazioni nell'area di interesse, in quanto essa è direttamente dipendente dall'infiltrazione della pioggia, valutata come (Civita and De Maio, 1997):

$$I = \chi \cdot P_N \quad (3.1.1)$$



**Figura 3.1.2: Mappa relativa all'infiltrazione.**

dove  $I$  è l'infiltrazione,  $\chi$  è il coefficiente di infiltrazione potenziale e  $P_N$  è la precipitazione netta, ottenuta dalla differenza tra precipitazione ed evapotraspirazione (precipitazione meno evapotraspirazione). L'evapotraspirazione è stata così calcolata (Turc, 1955):

$$ET = \frac{P}{\sqrt{0,9 + \left(\frac{P}{E_0}\right)^2}} \quad (3.1.2)$$

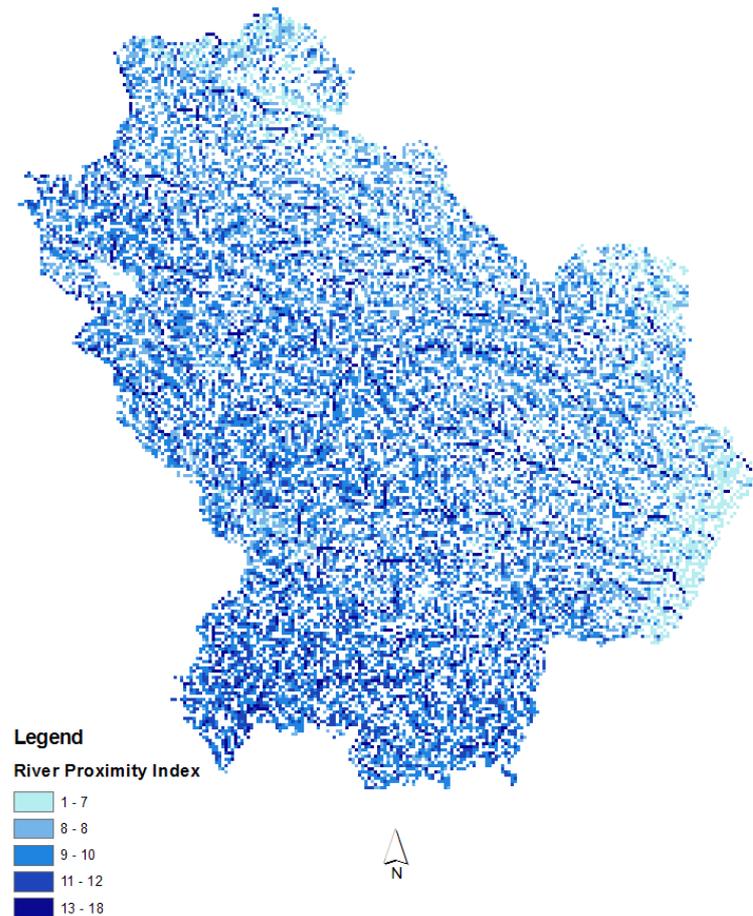
dove  $ET$ ,  $E_0$ , e  $P$  sono, rispettivamente, i valori annuali dell'evapotraspirazione effettiva, dell'evapotraspirazione massima possibile (basata sulla relazione cubica con temperatura media annuale) e della precipitazione. Anche in questo caso, la mappa risultante è stata ottenuta interpolando con il metodo Kriging e con risoluzione 240×240 metri, i dati puntuali medi raccolti dal 1920 al 2009 in tutte le 138 stazioni termopluviometriche presenti nella regione Basilicata.

Il volume di ciascuna discarica, trattandosi di siti incontrollati, è stato determinato in funzione dell'area occupata dai rifiuti ipotizzando una profondità media di 1 metro.

L'indice di prossimità ai corsi d'acqua ( $I_C$ ) è stato calcolato con la relazione 3.1.3 trasformando l'indice topografico proposto da by Beven and Kirkby, 1979:

$$I_C = (F_A) \cdot tg(\beta) \quad (3.1.3)$$

dove  $F_A$  è l'*accumulation* ovvero il volume di acqua che può potenzialmente fluire verso i corsi d'acqua superficiali da ogni singola cella considerata e  $\beta$  l'acclività del sito precedentemente determinata. La mappa risultante possiede la stessa risoluzione delle precedenti.



**Figura 3.1.3: Mappa dell'indice di prossimità ai corsi d'acqua.**

Infine, la *copertura delle discariche*, l'*attività delle discariche* e la *tipologia dei rifiuti* essendo parametri non numerici lo sono stati resi e raggruppati in un unico parametro denominato *stato della discarica*. La copertura delle discariche è una variabile booleana vero/falso, cioè i valori associati a ciascuna discarica sono presenza o assenza di copertura superficiale. L'attività delle discariche è anch'essa una variabile booleana la quale identifica se una discarica è ancora attiva ovvero se in essa vengono ancora conferiti dei rifiuti oppure è inattiva. In ultimo, la tipologia dei rifiuti, individua la tipologia di rifiuti conferiti nelle discariche, cioè rifiuti solidi urbani, rifiuti speciali e rifiuti pericolosi.

Nel presente lavoro, quindi, questi valori sono stati convertiti in valori numerici e raggruppati nell'unico parametro stato delle discariche. Questo, in realtà, è stato ricavato come somma dei pesi attribuiti ai valori nominali o qualitativi di ciascun parametro, definendo a priori una scala per i pesi compresa tra 0.1 e 1. I pesi sono stati

assegnati in funzione del rischio atteso da ciascun parametro; per la tipologia di rifiuto si è definito un peso pari a 0.1 per i rifiuti solidi urbani (RSU), 0.5 per i rifiuti speciali e 1 per quelli pericolosi; per l'assenza di ricoprimento è stato attribuito peso unitario, mentre per la presenza del ricoprimento un peso pari a 0.3; per l'inattività della discarica è stato assegnato un peso di 0.1 contro quello unitario per la sua attività.

Per quanto riguarda la pericolosità delle discariche si è suddiviso il modello in tre sottoinsiemi quindi per ciascuno di questi si è ricavato un ulteriore parametro fuzzy. Nel caso in questione la soggiacenza, la prossimità ai corsi d'acqua e l'acclività del sito hanno permesso di ottenere la vulnerabilità del sito ovvero la propensione del sito ad essere contaminato. L'altro sottoinsieme rappresentato dal volume dei rifiuti e la produzione del percolato ha permesso di ricavare la potenzialità delle singole discariche nel contaminare. Questi due risultati messi insieme allo stato della discarica hanno consentito di ricavare un indice di pericolosità delle discariche.

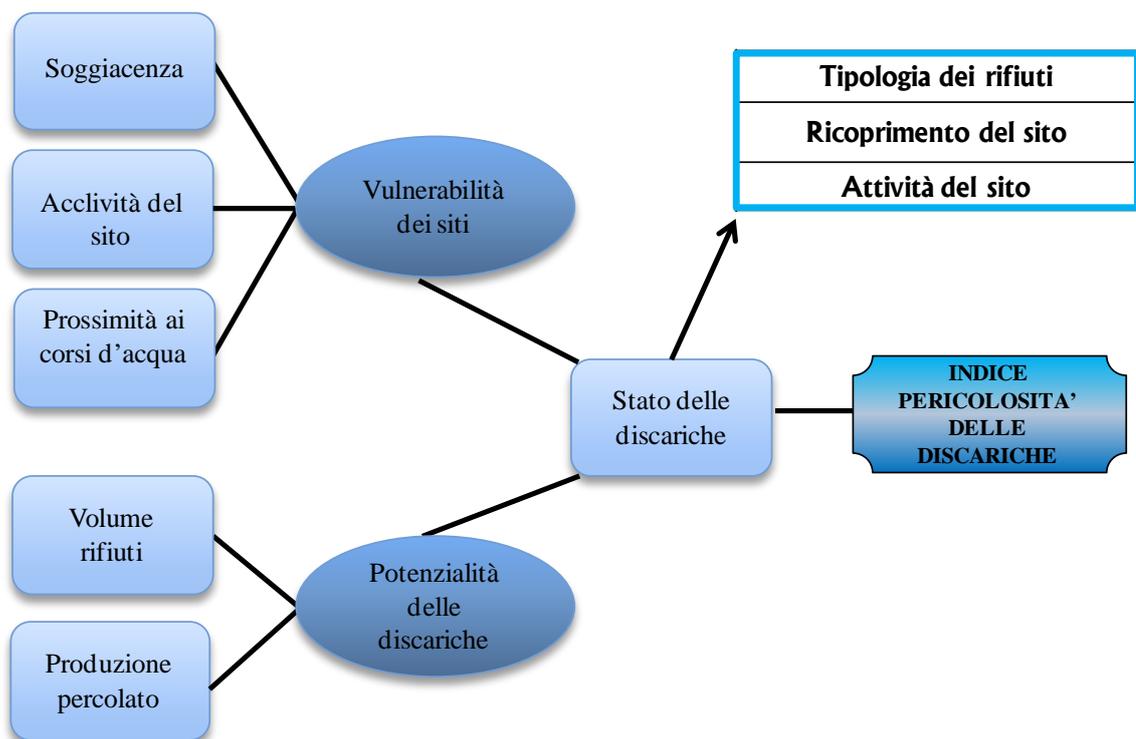


Figura 3.1.4: Schema per la valutazione della pericolosità delle discariche.

### **3.1.3. La vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento**

*La vulnerabilità intrinseca o naturale degli acquiferi è la suscettibilità specifica dei sistemi acquiferi, nelle loro diverse parti componenti e nelle diverse situazioni geometriche ed idrodinamiche, ad interagire e diffondere, anche mitigandone gli effetti, un inquinante fluido od idroveicolato tale da produrre impatto sulla qualità dell'acqua sotterranea, nello spazio e nel tempo* (Civita,1987). Per valutare la vulnerabilità degli acquiferi si possono utilizzare metodi numerici, parametrici e a zonazione per aree omogenee. Nel caso in esame dato l'estensione dell'area è stato necessario utilizzare un metodo a zonazione per aree omogenee: GNDCI-CNR. Questo modello, che non richiede alcun parametro numerico di ingresso, è particolarmente adatto per essere utilizzato in aree vaste ed articolate dal punto di vista geologico, idrogeologico e morfologico, nelle quali i dati e le informazioni non sono abbondanti, sono generici e non ugualmente distribuiti sul territorio. Tali circostanze fanno sì che la vulnerabilità così ottenuta sia rappresentata ad una scala medio-grande, compresa tra 1:50.000 e 1:100.000.

Tale metodo consente una valutazione della vulnerabilità idrogeologica per mezzo della sovrapposizione di mappe tematiche relative ai diversi elementi caratterizzanti l'acquifero. Il metodo GNDCI-CNR (Civita M., in: AA.VV., 1988; Civita M., 1990) permette una stima qualitativa della vulnerabilità all'inquinamento dei corpi idrici sotterranei. Il metodo si fonda su procedure di confronto tra la situazione idrogeologica e di impatto caratterizzante l'area di interesse e i molteplici ed articolati scenari idrogeologici di riferimento, distinti per grado di vulnerabilità, proposti dallo stesso metodo. Tali scenari idrogeologici standard sono circa 20 e ricalcano con buona fedeltà i numerosi, variegati e complessi ambienti idrogeologici italiani; molte situazioni standard sono particolarmente rappresentative di peculiari ambienti idrogeologici italiani. Quindi, il metodo si avvale di un protocollo in cui ad ogni situazione idrogeologica riscontrabile sul territorio italiano è associato un grado di vulnerabilità. Le situazioni idrogeologiche-tipo vengono distinte in base alla geometria degli acquiferi, alle litologie presenti e alle loro caratteristiche in termini di porosità efficace. Nonostante il protocollo metodologico GNDCI-CNR si compone di un ampio spettro di scenari idrogeologici, non risponde a tutte le situazioni idrogeologiche riscontrabili sul

territorio italiano. In tal caso la sua struttura flessibile permette, all'occorrenza, adattamenti e miglioramenti dettati da situazioni specifiche.

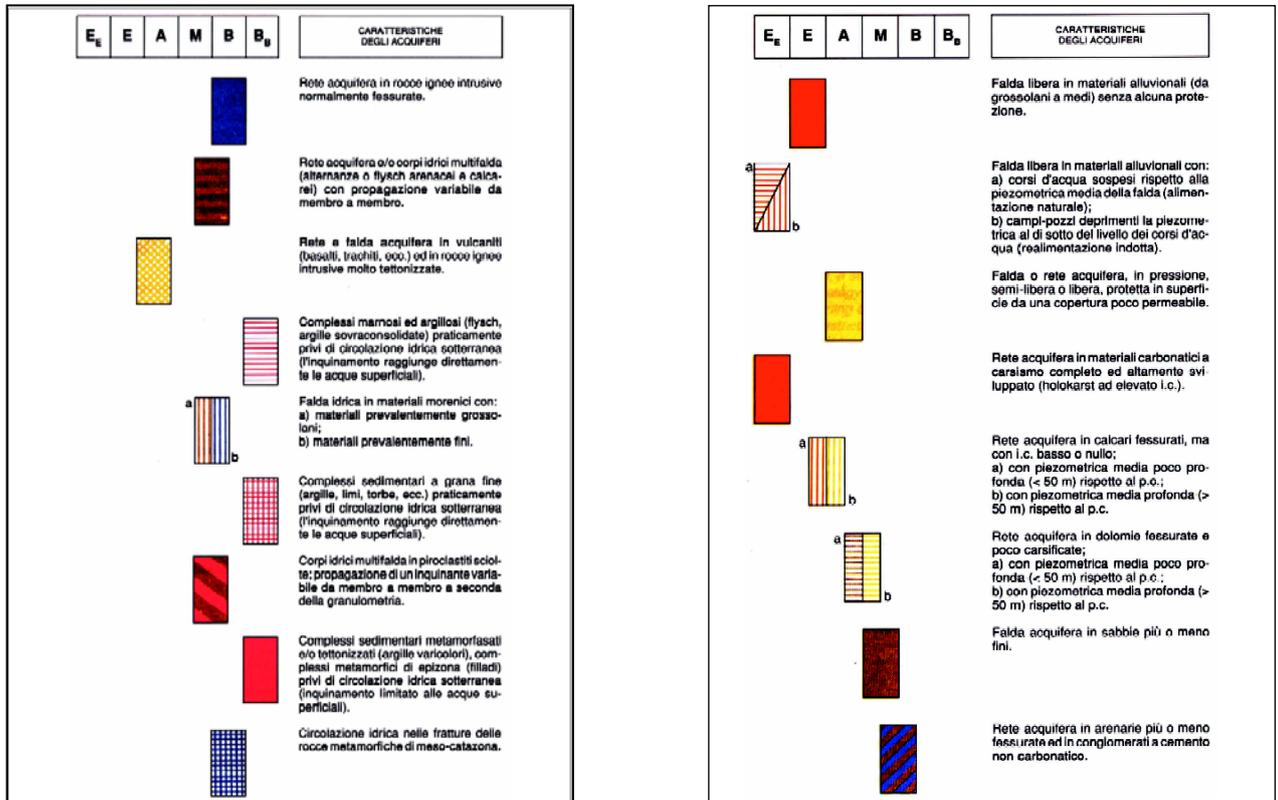


Figura 3.1.5: Protocollo per la valutazione della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi all'inquinamento con il Metodo base GNDCI-CNR (Civita, 1990).

Gli scenari idrogeologici tipo sono stati individuati e definiti con riferimento ai principali elementi e fattori che generano e condizionano la vulnerabilità intrinseca di un acquifero. Tra essi, hanno una particolare importanza:

- i caratteri litostratigrafici e strutturali degli acquiferi;
- il tipo, la distribuzione e l'intensità di fessurazione e, nel caso di acquiferi carbonatici, di carsismo;
- il grado di porosità e di permeabilità dei litotipi;
- la geometria e la tipologia degli acquiferi, con particolare riferimento alla soggiacenza e ai caratteri idrogeologici del saturo e dell'insaturo;
- le modalità di alimentazione, di circolazione idrica e di recapito delle acque sotterranee;
- i rapporti fra le acque sotterranee e quelli di deflusso superficiale;

- il tipo e l'ubicazione di eventuali centri di pericolo ed i rapporti fra questi ed i punti di prelievo delle acque sotterranee.

Ai diversi scenari idrogeologici di riferimento identificati, sulla base anche di eventi inquinanti noti, è stato assegnato uno dei 6 gradi di vulnerabilità intrinseca previsti dal metodo:

EE → Estremamente elevato;

E → Elevato;

A → Alto;

M → Medio;

B → Basso;

BB → Bassissimo.

Gli stessi scenari idrogeologici, dotati di un'eshaustiva descrizione e del relativo grado di vulnerabilità, compongono uno schema di legenda a 6 colonne, alla base delle procedure di confronto (Civita 1990 e successive modifiche).

Inoltre, la stessa legenda, al fine di rendere più ricca e circostanziata la carta di vulnerabilità intrinseca, rendendola di fatto, come già detto, una carta di vulnerabilità integrata, è corredata da numerosi simboli relativi:

- alla geometria e all'idrodinamica dei corpi idrici sotterranei;
- al reale stato di inquinamento degli stessi corpi idrici;
- ai principali punti-acqua potenzialmente soggetti ad inquinamento;
- ai produttori reali e potenziali di inquinamento (CDP) ed ai potenziali gestori;
- ai veicoli di inquinamento;
- ai preventori e/o riduttori di eventi inquinanti.

La metodologia GNDCI-CNR ha permesso di valutare la vulnerabilità sulla base di una zonazione del territorio in aree omogenee dal punto di vista idrogeologico. Relativamente alla zonazione ottenuta con la tecnica della sovrapposizione cartografica, sono stati considerati i seguenti parametri: la permeabilità relativa, i caratteri idrogeologici del saturo e dell'insaturo e la soggiacenza. La vulnerabilità così valutata è di tipo qualitativo, ovvero basata sul confronto fra la situazione idrogeologica d'interesse e le situazioni idrogeologiche di riferimento, proposte dal metodo, alle quali è attribuito un grado di vulnerabilità variabile. In realtà il metodo non ha richiesto alcun parametro numerico in ingresso ed è adatto per l'area in questione, in quanto risulta

vasta ed articolata dal punto di vista geologico, idrogeologico e morfologico e le informazioni sono generiche e non distribuite omogeneamente sul territorio. In particolare la mappa di vulnerabilità è stata ottenuta tenendo conto dei diversi scenari idrogeologici di riferimento ed assegnando i gradi di vulnerabilità intrinseca previsti dal metodo: estremamente elevato  $E_E$ ; elevato E; alto, A; medio, M; basso, B; molto basso,  $B_B$ .

L'applicazione del metodo GNDICI-CNR, che si basa sulla tecnica di sovrapposizione cartografica di diversi livelli informativi, prevede alcune fasi operative, così sintetizzate:

- individuazione e definizione, dei caratteri idrogeologici ed idrodinamici dell'area di interesse;
- redazione della relativa carta idrogeologica ed identificazione dello scenario o degli scenari idrogeologici e di impatto presenti nell'area di interesse;
- sulla base del protocollo GNDICI-CNR (Fig. 3.1.5) individuazione dello scenario o degli scenari di riferimento che meglio si adattano alla situazione idrogeologica d'interesse, con conseguente assegnazione dei relativi gradi di vulnerabilità;
- stesura della Carta di Vulnerabilità intrinseca (Fig. 3.1.6) degli acquiferi corredata da apposita legenda.

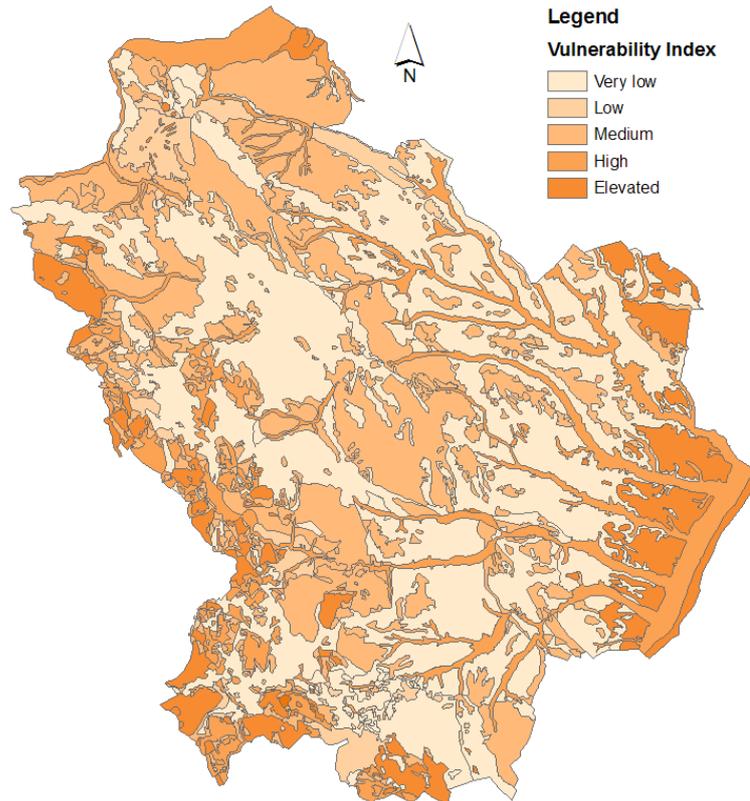
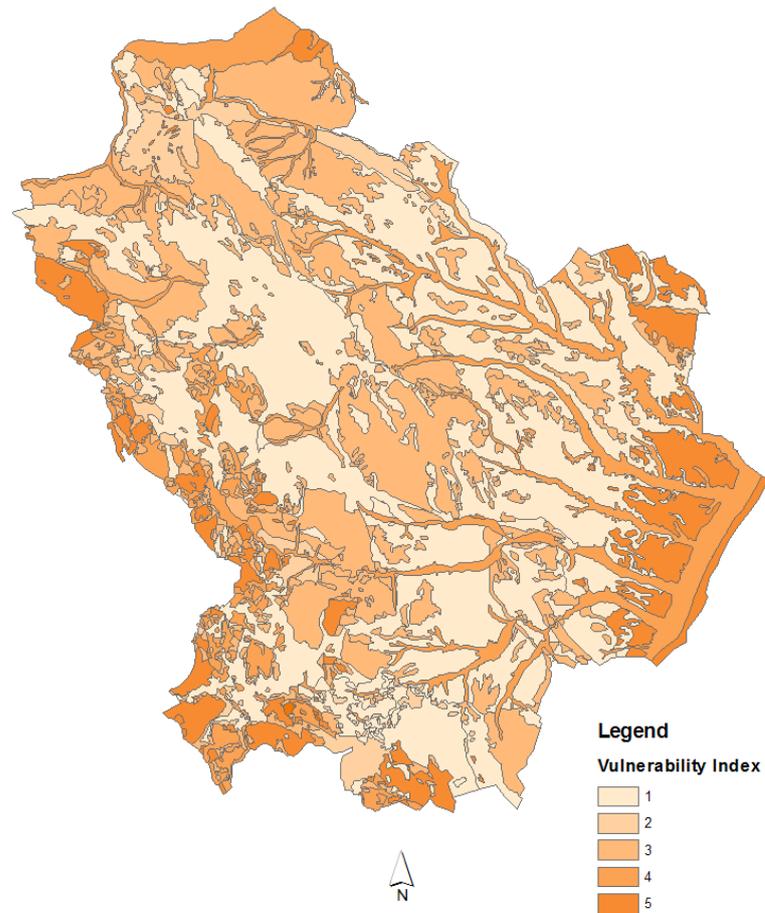


Figura 3.1.6: Carta della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi.

I dati di vulnerabilità degli acquiferi calcolati in questo modo non sono utilizzabili nei modelli di cui si è detto, per cui come ulteriore passaggio è essenziale trasformarli in dati numerici. Difatti le varie classi sono state identificate con un numero crescente da 1 a 5 all'aumentare della vulnerabilità (Fig. 3.1.7 e tab. 3.1.2) .

<b>Vulnerabilità degli acquiferi</b>	<b>Punteggio</b>
Molto_bassa	1
Bassa	2
Media	3
Alta	4
Elevata	5

Tabella 3.1.2: Quantificazione della vulnerabilità all'inquinamento mediante punteggi.



**Figura 3.1.7: Grado di vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento.**

### **3.2. MODELLO FUZZY PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO DI ALCUNI ACQUIFERI DELLA BASILICATA**

La valutazione del rischio di inquinamento dei corpi idrici sotterranei è stata effettuata attraverso un modello concettuale basato sulla logica fuzzy che contempla la vulnerabilità intrinseca degli acquiferi e la pericolosità delle discariche. La vulnerabilità idrogeologica è stata stimata attraverso un metodo di zonazione per aree omogenee: metodo GNDICI-CNR (Civita M., in: AA.VV., 1988; Civita M., 1990). La pericolosità delle discariche, invece, è stata determinata attraverso l'utilizzo della logica fuzzy considerando i diversi parametri descrittivi delle discariche. I parametri considerati sono stati stimati o rilevati dal censimento del Corpo Forestale dello Stato; infatti la produzione di percolato, il volume, l'acclività e l'indice di prossimità ai corsi d'acqua sono stati calcolati sulla base di alcune informazioni note, utilizzando strumenti GIS e dati idrologici storici. Per ridurre il numero delle regole e gestire facilmente l'algoritmo, i parametri precedentemente indicati sono stati utilizzati per definire tre diverse inferenze fuzzy, come rappresentato nello schema concettuale di Figura 3.1.4; i risultati ottenuti tramite le prime due inferenze fuzzy, definite rispettivamente *vulnerabilità del sito* e *potenzialità della discarica*, sono stati poi aggregati al parametro denominato *stato della discarica*, ricavando l'indice di pericolosità di ciascuna discarica.

L'inferenza alla base dell'approccio fuzzy, è stata elaborata tenendo presente che all'aumentare dei valori dei tre parametri del sottoinsieme, aumenta la pericolosità delle discariche.

Allo studio appena descritto è stata affiancata la valutazione della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi utilizzando il metodo GNDICI-CNR.

Per far fronte alla soggettività e per superare il problema dell'incertezza, legata sia ai dati di partenza sia al modello sviluppato, si è ricorso ad una analisi di sensitività, attraverso la quale sono stati analizzati differenti schemi fuzzy. I diversi schemi fuzzy differiscono per funzione di appartenenza e metodo di defuzzificazione. Per ciascuno schema fuzzy è stato necessario definire le regole fuzzy if-then, le funzioni di appartenenza e il metodo di defuzzificazione. Le regole fuzzy sono state definite considerando che il rischio di inquinamento degli acquiferi aumenta al crescere della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi e della pericolosità delle discariche.

Nel caso in esame il modello ha permesso, quindi, di determinare una classifica dei siti a rischio di inquinamento e quindi al tempo stesso stilare una gerarchia dei siti che necessitano di interventi di bonifica e ripristino ambientale prioritario.

### **3.2.1. Definizione delle funzioni di appartenenza fuzzy**

L'implementazione del modello fuzzy ha la necessità di informazioni basilari per poter restituire l'obiettivo della ricerca.

Successivamente all'individuazione e alla determinazione dei parametri che caratterizzano il problema in questione occorre definire gli insiemi fuzzy che saranno rappresentati da funzioni di appartenenza fuzzy.

Gli insiemi fuzzy sono stati definiti per tutti i fattori che intervengono nel modello fuzzy, ovvero: soggiacenza, acclività dei siti, produzione di percolato, volume dei rifiuti, indice di prossimità ai corsi d'acqua, stato della discarica e vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi. Per ciascun parametro si sono individuati cinque insiemi fuzzy o classi fuzzy, il cui intervallo di variazione è stato definito con il metodo della divisione in classi della statistica classica.

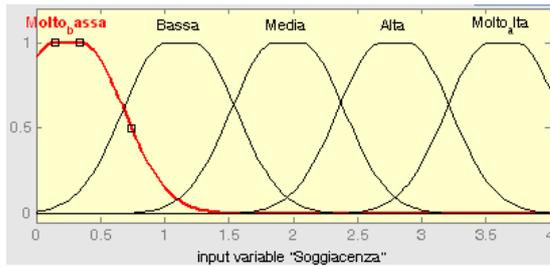


Figura 3.2.1: Definizione delle funzioni di appartenenza per la soggiacenza.

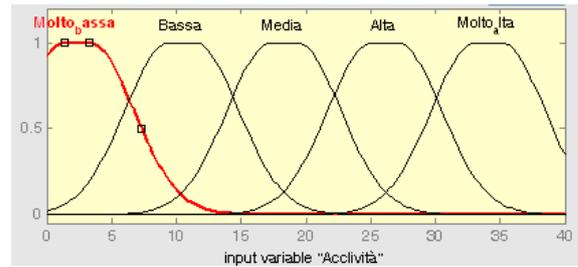


Figura 3.2.2: Definizione delle funzioni di appartenenza per l'acclività dei siti.

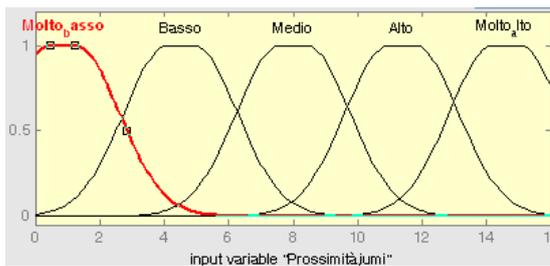


Figura 3.2.3: Definizione delle funzioni di appartenenza per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

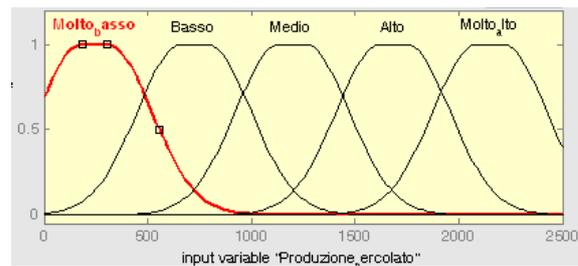


Figura 3.2.4: Definizione delle funzioni di appartenenza per la produzione di percolato.

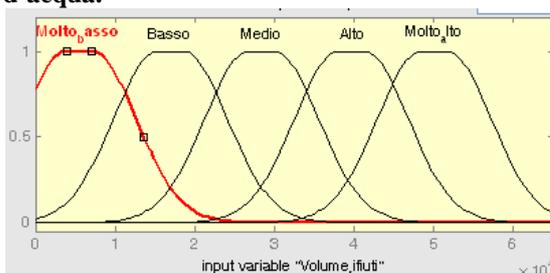


Figura 3.2.5: Definizione delle funzioni di appartenenza per il volume dei rifiuti.

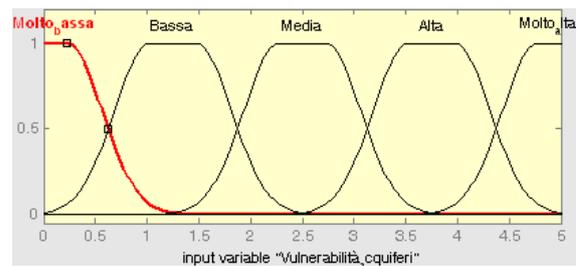


Figura 3.2.6: Definizione delle funzioni di appartenenza per la vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi.

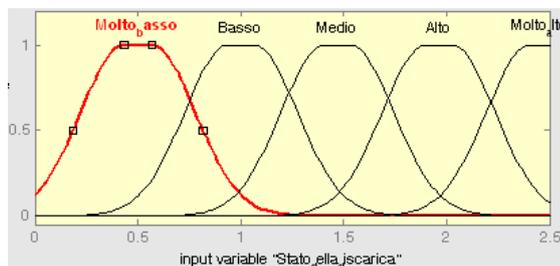


Figura 3.2.7: Definizione delle funzioni di appartenenza per lo stato delle discariche.

### 3.2.2. Definizione delle regole fuzzy per la valutazione del rischio ambientale

Le regole fuzzy costituiscono un modello, espresso in termini linguistici, che mette in relazione variabili di input e di output. Gli input e gli output possono essere numeri reali quindi, il modello è, in linea di principio, applicabile anche dove vengono applicati modelli matematici. In realtà il modello esprime in maniera precisa dei concetti qualitativi grazie alle relazioni matematiche tra funzioni matematiche cioè le funzioni di appartenenza. In generale, è un modello non lineare con buona robustezza al rumore ed ha capacità di definire l'uscita desiderata in maniera ottimale per ogni valore degli ingressi definendo in maniera opportuna le regole fuzzy. Come accennato nel paragrafo 3.2.1, per semplificare la definizione delle regole e dell'algoritmo fuzzy, le quali crescono al crescere del numero di parametri e di classi fuzzy, i parametri per la valutazione del rischio ambientale sono stati raggruppati in "sotto-parametri" (Fig. 3.1.4). Quindi, questo implica la costituzione di più sotto-schemi fuzzy interagenti tra di loro con delle regole fuzzy in modo da fornire un unico schema fuzzy che determini il rischio ambientale (Fig. 3.2.9).

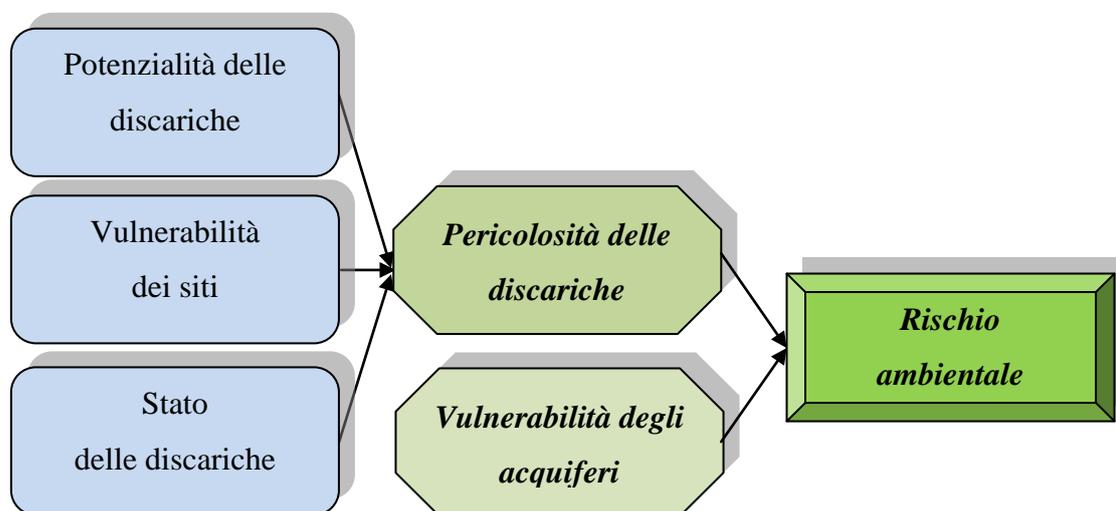


Figura 3.2.8: Schema fuzzy con i rispettivi sotto-schemi fuzzy.

Le regole fuzzy sono state definite per ciascun sotto-schema fuzzy, quindi, per determinare la potenzialità delle discariche esse sono state definite nell'ottica che la potenzialità cresce all'aumentare dei due fattori che la caratterizzano, ovvero la produzione di percolato e il volume dei rifiuti.

Volendo schematizzare una regola fuzzy in maniera più chiara si può scrivere:

*IF {Volume dei rifiuti è Molto\_basso} AND {Produzione di percolato è Molto\_alta} THEN {Potenzialità delle discariche è Media}.*

Tutte le regole sono riportate nella tabella 3.1.3 in modo sintetico.

		VOLUME DEI RIFIUTI				
		Molto_basso	Basso	Medio	Alto	Molto_alto
PRODUZIONE DI PERCOLATO	Molto_bassa	Molto_bassa	Bassa	Bassa	Media	Media
	Bassa	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Media	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Alta	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alta
	Molto_alta	Media	Alta	Alta	Molto_alta	Molto_alta

**Tabella 3.2.1: Regole fuzzy per la determinazione della “Potenzialità delle discariche”.**

La vulnerabilità dei siti, intesa come la propensione del sito ad essere contaminato, dipende da tre parametri: l'indice di prossimità ai corsi d'acqua, l'acclività dei siti e la soggiacenza. In questo caso, nell'assegnazione delle regole (Tabella 3.2.2) è stato definito che l'aumento della vulnerabilità è favorito da pendenze basse, vicinanza ai corsi d'acqua superficiali (inteso come indice, per cui maggiore è l'indice maggiore sarà la vulnerabilità del sito) e ridotta profondità della falda freatica; quindi la tendenza a subire una contaminazione è tanto maggiore quanto minori sono i valori dei tre parametri che la caratterizzano.

		INDICE DI PROSSIMITÀ AI CORSI D'ACQUA				
		Molto_basso	Basso	Medio	Alto	Molto_alto
SOGGIACENZA-ACCLIVITÀ' DEI SITI	Molto_basso-Molto_basso	Media	Alta	Alta	Molto_alto	Molto_alto
	Molto_basso-Bassa	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alto
	Molto_basso-Media	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alto
	Molto_basso-Alta	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Molto_basso-Molto_alto	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Bassa-Molto_basso	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alto
	Bassa-Bassa	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alto
	Bassa-Media	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Bassa-Alta	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Bassa-Molto_alto	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Media-Molto_basso	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alto
	Media-Bassa	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Media-Media	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Media-Alta	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Media-Molto_alto	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Alta -Molto_basso	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Alta -Bassa	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Alta -Media	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Alta -Alta	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Alta -Molto_alto	Molto_bassa	Bassa	Bassa	Media	Media
Molto_alto-Molto_basso	Bassa	Media	Media	Alta	Alta	
Molto_alto-Bassa	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta	
Molto_alto-Media	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta	
Molto_alto-Alta	Molto_bassa	Bassa	Bassa	Media	Media	
Molto_alto-Molto_alto	Molto_bassa	Bassa	Bassa	Media	Media	

Tabella 3.2.2: Regole fuzzy per la determinazione della “Vulnerabilità dei siti”.

		STATO DELLE DISCARICHE				
		Molto_basso	Basso	Medio	Alto	Molto_alto
VULNERABILITA' DEI SITI - POTENZIALITA' DELLE DISCARICHE	Molto_bassa-Molto_bassa	Molto_bassa	Bassa	Bassa	Media	Media
	Bassa-Molto_bassa	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Media-Molto_bassa	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Alta-Molto_bassa	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Molto_alta-Molto_bassa	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Molto_bassa-Bassa	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Bassa-Bassa	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Media-Bassa	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Alta-Bassa	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Molto_alta-Bassa	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alta
	Molto_bassa-Media	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta
	Bassa-Media	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Media-Media	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Alta-Media	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alta
	Molto_alta-Media	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alta
	Molto_bassa-Alta	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Bassa-Alta	Bassa	Media	Media	Alta	Alta
	Media-Alta	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alta
	Alta-Alta	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alta
	Molto_alta-Alta	Media	Alta	Alta	Molto_alta	Molto_alta
Molto_bassa-Molto_alta	Molto_bassa	Bassa	Bassa	Media	Media	
Bassa-Molto_alta	Bassa	Bassa	Media	Media	Alta	
Media-Molto_alta	Bassa	Media	Media	Alta	Alta	
Alta-Molto_alta	Media	Media	Alta	Alta	Molto_alta	
Molto_alta-Molto_alta	Media	Alta	Alta	Molto_alta	Molto_alta	

Tabella 3.2.3: Regole fuzzy per la determinazione della “Pericolosità delle discariche”.

La procedura per la determinazione dell'indice di pericolosità della discarica, combina i risultati ottenuti dai due precedenti schemi fuzzy con l'aggiunta dello stato della discarica. L'inferenza alla base dell'approccio fuzzy, è stata elaborata tenendo presente che all'aumentare dei valori dei tre parametri del sottoinsieme, aumenta la pericolosità delle discariche, come mostrato in Tabella 3.2.3. Il risultato finale del processo è stato

ottenuto attraverso la defuzzificazione, che ha fornito un valore numerico compreso tra 0 e 1 rappresentante l'indice di pericolosità delle discariche.

La pericolosità delle discariche affiancata alla vulnerabilità degli acquiferi in un'inferenza fuzzy consente di ottenere il rischio di inquinamento degli acquiferi. Le regole, in questo caso sono costruite combinando questi due fattori in modo che all'aumentare dei due aumenti il rischio ambientale (Tab. 3.2.4).

		VULNERABILITA' DEGLI ACQUIFERI				
		Molto_bassa	Bassa	Media	Alta	Molto_alta
PERICOLOSITA' DELLE DISCARICHE	Molto_bassa	Molto_basso	Basso	Basso	Medio	Medio
	Bassa	Basso	Basso	Medio	Medio	Alto
	Media	Basso	Medio	Medio	Alto	Alto
	Alta	Medio	Medio	Alto	Alto	Molto_alto
	Molto_alta	Medio	Alto	Alto	Molto_alto	Molto_alto

**Tabella 3.2.4: Regole fuzzy per la determinazione del “rischio di inquinamento degli acquiferi”**

Per facilitare l'applicazione della metodologia soprattutto in termini di regole si è utilizzato il Matlab passando attraverso l'interfaccia grafica. Tramite questa applicazione è stato semplice combinare i vari parametri come è mostrato nella figura 3.2.10. Inoltre tale strumento permette di visualizzare anche in maniera grafica le regole definite (Fig. 3.2.11).

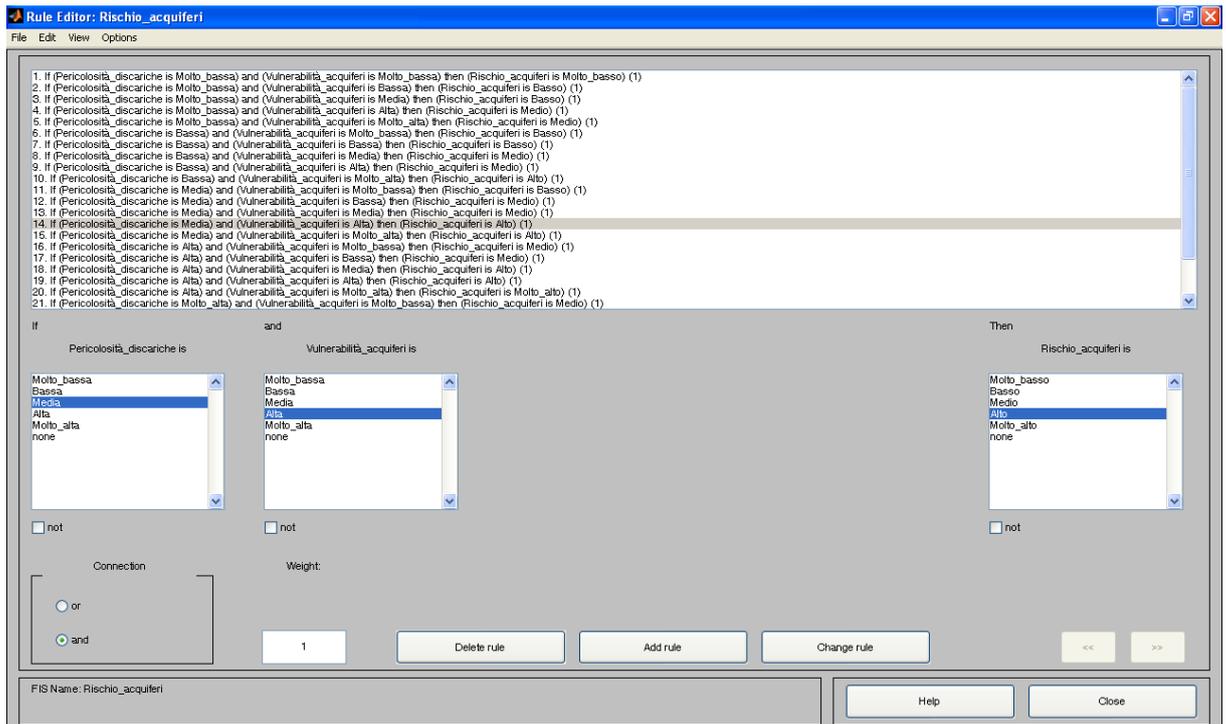


Figura 3.2.9: Schermata Matlab per la definizione delle regole fuzzy.

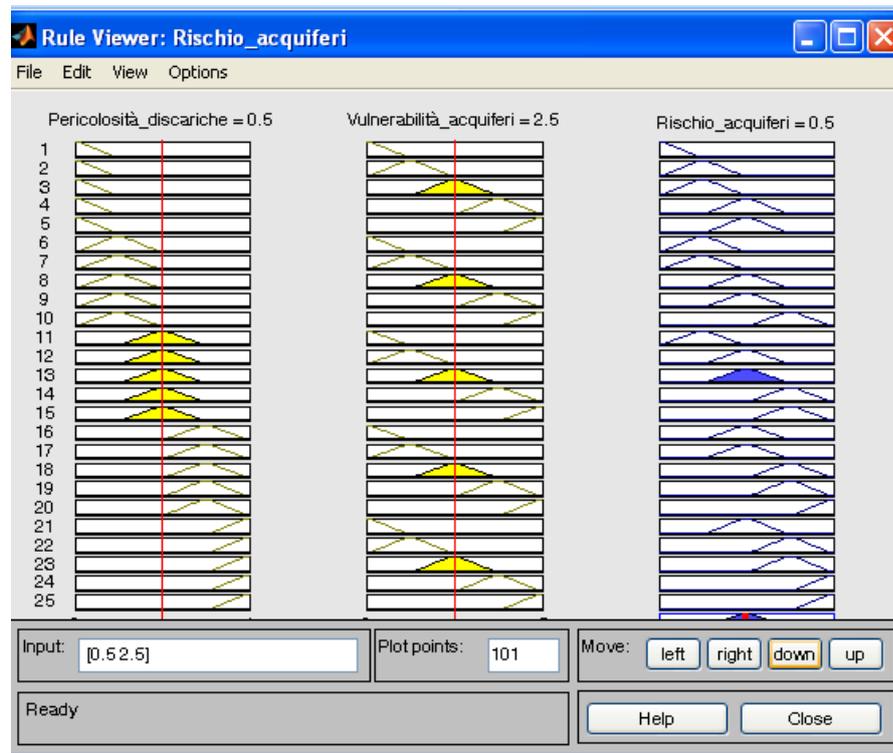


Figura 3.2.10: Visualizzazione grafica delle regole fuzzy.

### **3.2.3. L'analisi di sensitività nel modello fuzzy**

La decisione di utilizzare la metodologia fuzzy per la valutazione a grande scala della pericolosità delle discariche incontrollate e a sua volta del rischio di inquinamento degli acquiferi è nata in virtù della sua efficacia nella trattazione di dati imprecisi e di conoscenze vaghe (Salski et al., 1996); quindi dato che le informazioni a disposizione per le discariche incontrollate sono risultate insufficienti e in alcuni casi rappresentate da stime e non da rilievi, tale approccio è risultato quello più valido.

All'approccio fuzzy è stato poi affiancato l'analisi di sensitività in modo da superare il problema dell'incertezza associata ai dati di input ed al modello fuzzy implementato e al tempo stesso ridurre la soggettività nella scelta delle funzioni di appartenenza e del metodo di defuzzificazione.

Quindi, per ridurre ulteriormente la soggettività ed affinare il modello in esame si è fatto ricorso a questa analisi di sensitività, che ha permesso di effettuare una serie di simulazioni caratterizzate da diverse funzioni di appartenenza e da metodi di defuzzificazione. In pratica, attraverso questa analisi, complementare alla analisi fuzzy, si è voluto identificare il miglior risultato in termini di pericolosità delle discariche e rischio ambientale. Tale analisi di sensitività è stata condotta ripetendo l'intera procedura di inferenza fuzzy, modificando volta per volta le funzioni di appartenenza, i metodi di defuzzificazione e mantenendo invariate tutte le altre variabili, eseguendo in tal modo 55 simulazioni diverse (Fig. 3.2.11).

Da ciascuna delle 55 simulazioni eseguite si sono ricavate informazioni riguardanti: la vulnerabilità dei siti, la potenzialità delle discariche, la pericolosità delle discariche ed infine il rischio ambientale espresso in termini di indice di rischio.

In seguito, i risultati ottenuti dalle simulazioni sono stati sottoposti a differenti analisi statistiche, in modo da individuare quale schema fuzzy potesse rappresentare al meglio la distribuzione dei dati di input.

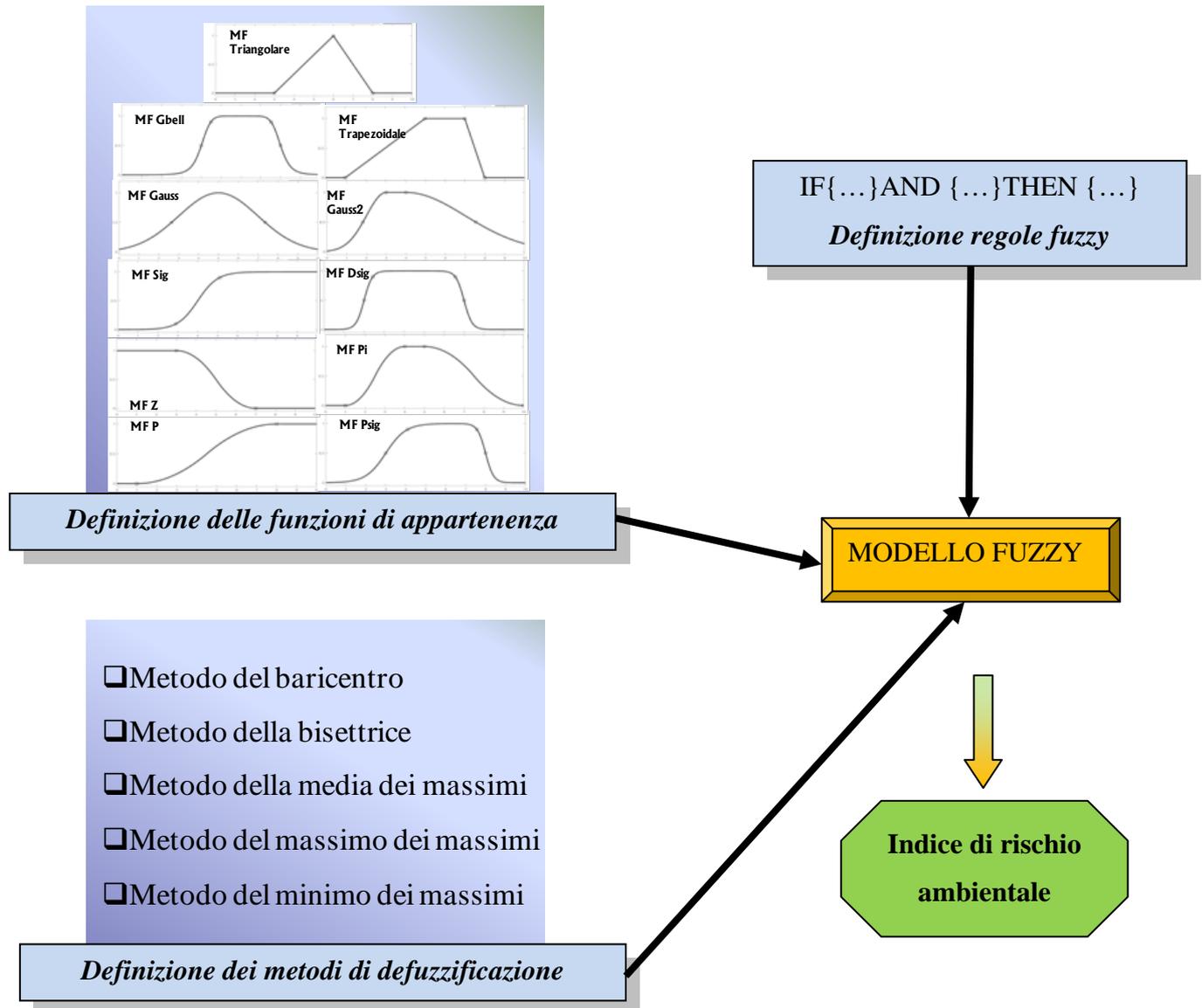


Figura 3.2.11: Combinazioni di funzioni di appartenenza e metodi di defuzzificazione per l'analisi di sensitività per il modello fuzzy.

Le funzioni di appartenenza sono state costruite secondo le relazioni matematiche che le identificano come descritto nel paragrafo 1.2.2, i coefficienti necessari a definire le varie funzioni sono riportate nelle tabelle da 3.2.4 a 3.2.70.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma_1$	$c_1$	$\sigma_2$	$c_2$
Molto_bassa	0.3397	-0.1	0.3397	0.1
Bassa	0.3397	0.9	0.3397	1.1
Media	0.3397	1.9	0.3397	2.1
Alta	0.3397	2.9	0.3397	3.1
Molto_alta	0.3397	3.9	0.3397	4.1

Tabella 3.2.5: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss2 per la soggiacenza.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma_1$	$c_1$	$\sigma_2$	$c_2$
Molto_bassa	3.397	-1	3.397	1
Bassa	3.397	9	3.397	11
Media	3.397	19	3.397	21
Alta	3.4	28.9	3.4	30.9
Molto_alta	3.397	39	3.397	41

Tabella 3.2.6: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss2 per l'acclività dei siti.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma_1$	$c_1$	$\sigma_2$	$c_2$
Molto_bassa	1.359	-0.4	1.359	0.4
Bassa	1.359	3.6	1.359	4.4
Media	1.359	7.6	1.359	8.4
Alta	1.36	11.6	1.36	12.4
Molto_alta	1.36	15.6	1.36	16.4

Tabella 3.2.7: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss2 per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma_1$	$c_1$	$\sigma_2$	$c_2$
Molto_bassa	212.3	-62.5	212.3	62.5
Bassa	212.3	562.7	212.3	687.7
Media	212.3	1188	212.3	1313
Alta	212.3	1813	212.3	1938
Molto_alta	212.3	2438	212.3	2563

Tabella 3.2.8: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss2 per la produzione di percolato.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma_1$	$c_1$	$\sigma_2$	$c_2$
Molto_bassa	5520	-1625	5520	1625
Bassa	5520	1,463e+004	5520	1,788e+004
Media	5520	3,088e+004	5520	3,413e+004
Alta	5518	4,696e+004	5518	5,021e+004
Molto_alta	5520	6,338e+004	5520	6,663e+004

Tabella 3.2.9: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss2 per il volume dei rifiuti.

Classe di appartenenza	$\sigma_1$	$c_1$	$\sigma_2$	$c_2$
Molto_bassa	8.492	-2.5	8.492	2.5
Bassa	8.492	22.5	8.492	27.5
Media	8.492	47.5	8.492	52.5
Alta	8.492	72.5	8.492	77.5
Molto_alta	8.492	97.5	8.492	102.5

Tabella 3.2.10: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss2 per lo stato delle discariche.

Classe di appartenenza	$a$	$b$	$c$
Molto_bassa	-0,9999	0	0,9999
Bassa	6,763e-005	1	2
Media	1	2	3
Alta	2	3	4
Molto_alta	3	4	5

Tabella 3.2.11: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Triangolare per la soggiacenza.

Classe di appartenenza	$a$	$b$	$c$
Molto_bassa	-9.999	0	9.999
Bassa	0.0006763	10	20
Media	10	20	30
Alta	20	30	40
Molto_alta	30	40	50

Tabella 3.2.12: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Triangolare per l'acclività dei siti.

Classe di appartenenza	$a$	$b$	$c$
Molto_bassa	-0.9999	0	0.9999
Bassa	6.763e-005	1	2
Media	0.989	1.99	2.99
Alta	2	3	4
Molto_alta	3	4	5

Tabella 3.2.13: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Triangolare per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

Classe di appartenenza	$a$	$b$	$c$
Molto_bassa	-624,9	0	624,9
Bassa	0,2717	625,2	1250
Media	625,6	1251	1875
Alta	1251	1876	2500
Molto_alta	1876	2501	3125

Tabella 3.2.14: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Triangolare per la produzione di percolato.

Classe di appartenenza	$a$	$b$	$c$
Molto_bassa	-1.625e+004	0	1.625e+004
Bassa	6.393	1.626e+004	3.25e+004
Media	1.626e+004	3.251e+004	4.875e+004
Alta	3.234e+004	4.859e+004	6.483e+004
Molto_alta	4.876e+004	8.125e+004	

Tabella 3.2.15: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Triangolare per il volume dei rifiuti.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
<b>Molto_bassa</b>	-0.6249	0	0.6249
<b>Bassa</b>	7.17e-005	0.625	1.25
<b>Media</b>	0.619	1.24	1.87
<b>Alta</b>	1.251	1.875	2.5
<b>Molto_alta</b>	1.876	2.501	3.125

Tabella 3.2.16: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Triangolare per lo stato delle discariche.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
<b>Molto_bassa</b>	-0.8999	-0.09999	0.09999	0.8999
<b>Bassa</b>	0.1001	0.9	1.1	1.9
<b>Media</b>	1.1	1.9	2.1	2.9
<b>Alta</b>	2.1	2.9	3.1	3.9
<b>Molto_alta</b>	3.1	3.9	4.1	4.9

Tabella 3.2.17: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Trapezoidale per la soggiacenza.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
<b>Molto_bassa</b>	-9.105	-1.106	0.8941	8.999
<b>Bassa</b>	1	9	11	19
<b>Media</b>	11	19	21	29
<b>Alta</b>	21	29	31	39
<b>Molto_alta</b>	31	39	41	49

Tabella 3.2.18: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Trapezoidale per l'acclività dei siti.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
<b>Molto_bassa</b>	-3.6	-0.4	0.4	3.6
<b>Bassa</b>	0.3998	3.6	4.4	7.6
<b>Media</b>	4.4	7.6	8.4	11.6
<b>Alta</b>	8.4	11.6	12.4	15.6
<b>Molto_alta</b>	12.44	15.64	16.44	19.64

Tabella 3.2.19: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Trapezoidale per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
<b>Molto_bassa</b>	-562.4	-62.49	62.49	562.4
<b>Bassa</b>	62.76	562.7	687.7	1188
<b>Media</b>	688.1	1188	1313	1813
<b>Alta</b>	1314	1814	1938	2438
<b>Molto_alta</b>	1939	2439	2563	3063

Tabella 3.2.20: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Trapezoidale per la produzione di percolato.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
<b>Molto_bassa</b>	-1.463e+004	-1625	1625	1.463e+004
<b>Bassa</b>	1632	1.463e+004	1.788e+004	3.088e+004
<b>Media</b>	1.789e+004	3.089e+004	3.413e+004	4.713e+004
<b>Alta</b>	3.397e+004	4.697e+004	5.021e+004	6.321e+004
<b>Molto_alta</b>	5.039e+004	6.339e+004	6.663e+004	7.963e+004

Tabella 3.2.21: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Trapezoidale per il volume dei rifiuti.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
<b>Molto_bassa</b>	-0.5624	-0.06249	0.06249	0.5624
<b>Bassa</b>	0.06256	0.5625	0.6875	1.188
<b>Media</b>	0.688	1.188	1.313	1.813
<b>Alta</b>	1.313	1.813	1.938	2.438
<b>Molto_alta</b>	1.938	2.438	2.563	3.063

Tabella 3.2.22: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Trapezoidale per lo stato delle discariche.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
<b>Molto_bassa</b>	0.4999	3.125	-4.163e-017
<b>Bassa</b>	0.5	3.125	1
<b>Media</b>	0.5	3.125	2
<b>Alta</b>	0.5	3.125	3
<b>Molto_alta</b>	0.5	3.125	4

Tabella 3.2.23: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gbell per la soggiacenza.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
<b>Molto_bassa</b>	4.999	3.125	0
<b>Bassa</b>	5	3.125	10
<b>Media</b>	5	3.13	20.1
<b>Alta</b>	5	3.125	30
<b>Molto_alta</b>	5	3.125	40

Tabella 3.2.24: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gbell per l'acclività dei siti.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
<b>Molto_bassa</b>	2	3.125	1.11e-016
<b>Bassa</b>	2	3.125	4
<b>Media</b>	2	3.125	8
<b>Alta</b>	2	3.13	12
<b>Molto_alta</b>	2	3.125	16.04

Tabella 3.2.25: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gbell per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
<b>Molto_bassa</b>	312.4	3.125	0
<b>Bassa</b>	312.5	3.125	625.2
<b>Media</b>	312.5	3.125	1251
<b>Alta</b>	312	3.278	1876
<b>Molto_alta</b>	312	3.12	2.5e+003

Tabella 3.2.26: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gbell per la produzione di percolato.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
Molto_bassa	8128	3.125	0
Bassa	8124	3.125	1.626e+004
Media	8.12e+003	3.12	3.25e+004
Alta	8120	3.123	4.859e+004
Molto_alta	8120	3.123	6.501e+004

Tabella 3.2.27: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gbell per il volume dei rifiuti.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
Molto_bassa	0.3124	3.125	0
Bassa	0.3125	3.125	0.625
Media	0.3125	3.125	1.25
Alta	0.313	3.13	1.88
Molto_alta	0.3125	3.125	2.501

Tabella 3.2.28: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gbell per lo stato delle discariche.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma$	<i>c</i>
Molto_bassa	0.4246	-2.776e-017
Bassa	0.4247	1
Media	0.4247	2
Alta	0.4247	3
Molto_alta	0.4247	4

Tabella 3.2.29: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss per la soggiacenza.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma$	<i>c</i>
Molto_bassa	4.246	0
Bassa	4.247	10
Media	4.247	20
Alta	4.247	30
Molto_alta	4.247	40

Tabella 3.2.30: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss per l'acclività dei siti.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma$	<i>c</i>
Molto_bassa	1.699	1.11e-016
Bassa	1.7	4
Media	1.699	8
Alta	1.699	12
Molto_alta	1.7	16

Tabella 3.2.31: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma$	<i>c</i>
Molto_bassa	265.3	0
Bassa	265.4	625.2
Media	265.4	1251
Alta	265	1876
Molto_alta	265	2501

Tabella 3.2.32: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss per la produzione di percolato.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma$	$c$
Molto_bassa	6903	0
Bassa	6900	1.626e+004
Media	6896	3.251e+004
Alta	6896	4.859e+004
Molto_alta	6896	6.501e+004

Tabella 3.2.33: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss per il volume dei rifiuti.

<i>Classe di appartenenza</i>	$\sigma$	$c$
Molto_bassa	10.62	0
Bassa	10.61	25.53
Media	10.62	50
Alta	10.62	75.79
Molto_alta	0.62	100

Tabella 3.2.34: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Gauss per lo stato delle discariche.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a$	$c$
Molto_bassa	7.204	-0.4999
Bassa	7.202	0.5
Media	7.202	1.5
Alta	7.202	2.5
Molto_alta	7.202	3.5

Tabella 3.2.35: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Sig per la soggiacenza.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a$	$c$
Molto_bassa	0.7204	-4.999
Bassa	0.7202	5
Media	0.72	15
Alta	0.7202	25
Molto_alta	0.7202	35

Tabella 3.2.36: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Sig per l'acclività dei siti.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a$	$c$
Molto_bassa	1.8	-2
Bassa	1.8	2
Media	1.8	6
Alta	1.8	10
Molto_alta	1.8	14.04

Tabella 3.2.37: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Sig per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a$	$c$
Molto_bassa	0.01153	-312.4
Bassa	0.01152	312.7
Media	0.01152	938.5
Alta	0.01154	1564
Molto_alta	0.01154	2189

Tabella 3.2.38: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Sig per la produzione di percolato.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>c</i>
Molto_bassa	0.0004431	-8128
Bassa	0.0004433	8136
Media	0.0004435	2.439e+004
Alta	0.0004435	4.047e+004
Molto_alta	0.0004435	5.689e+004

Tabella 3.2.39: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Sig per il volume dei rifiuti.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>c</i>
Molto_bassa	11.53	-0.3124
Bassa	11.52	0.3125
Media	11.52	0.9375
Alta	11.52	1.563
Molto_alta	11.52	2.189

Tabella 3.2.40: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Sig per lo stato delle discariche.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a<sub>1</sub></i>	<i>c<sub>1</sub></i>	<i>a<sub>2</sub></i>	<i>c<sub>2</sub></i>
Molto_bassa	7.204	-0.4999	3.602	0.7201
Bassa	7.202	0.5	3.601	1.72
Media	7.202	1.5	3.601	2.72
Alta	7.202	2.5	3.601	3.72
Molto_alta	7.202	3.5	3.601	4.72

Tabella 3.2.41: delle funzioni di appartenenza Dsig per la soggiacenza.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a<sub>1</sub></i>	<i>c<sub>1</sub></i>	<i>a<sub>2</sub></i>	<i>c<sub>2</sub></i>
Molto_bassa	0.7204	-4.999	0.3602	7.201
Bassa	0.7202	5	0.3601	17.2
Media	0.7202	15	0.3601	27.2
Alta	0.7202	25	0.3601	37.2
Molto_alta	0.72	35	0.36	47.2

Tabella 3.2.42: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Dsig per l'acclività dei siti.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a<sub>1</sub></i>	<i>c<sub>1</sub></i>	<i>a<sub>2</sub></i>	<i>c<sub>2</sub></i>
Molto_bassa	1.8	-2	0.9	2.883
Bassa	1.8	2	0.9	6.883
Media	1.8	5.958	0.9	10.84
Alta	1.8	10	0.9	14.88
Molto_alta	1.8	14.04	0.9	18.92

Tabella 3.2.43: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Dsig per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

Classe di appartenenza	$a_1$	$c_1$	$a_2$	$c_2$
Molto_bassa	0.01153	-312.4	0.005765	449.9
Bassa	0.01152	312.7	0.00576	1076
Media	0.01152	938.5	0.00576	1701
Alta	0.01154	1564	0.00577	2326
Molto_alta	0.01154	2189	0.00577	2951

Tabella 3.2.44: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Dsig per la produzione di percolato.

Classe di appartenenza	$a_1$	$c_1$	$a_2$	$c_2$
Molto_bassa	0.0004431	-8128	0.0002216	1.171e+004
Bassa	0.0004433	8308	0.0002217	2.813e+004
Media	0.000443	2.44e+004	0.000222	4.42e+004
Alta	0.0004435	4.047e+004	0.0002218	6.029e+004
Molto_alta	0.000443	5.69e+004	0.000222	7.67e+004

Tabella 3.2.45: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Dsig per il volume dei rifiuti.

Classe di appartenenza	$a_1$	$c_1$	$a_2$	$c_2$
Molto_bassa	11.5	-0.312	5.76	0.45
Bassa	11.52	0.3125	5.76	1.075
Media	11.5	0.931	5.76	1.69
Alta	11.52	1.57	5.76	2.333
Molto_alta	11.52	2.189	5.76	2.952

Tabella 3.2.46: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Dsig per lo stato delle discariche.

Classe di appartenenza	$a_1$	$c_1$	$a_2$	$c_2$
Molto_bassa	7.204	-0.4999	-3.602	0.7201
Bassa	7.202	0.5	-3.601	1.72
Media	7.202	1.5	-3.601	2.72
Alta	7.202	2.511	3.601	3.731
Molto_alta	7.202	3.5	-3.601	4.72

Tabella 3.2.47: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Psig per la soggiacenza.

Classe di appartenenza	$a_1$	$c_1$	$a_2$	$c_2$
Molto_bassa	0.7204	-4.999	-0.3602	7.201
Bassa	0.7202	5	-0.3601	17.2
Media	0.7202	15	-0.3601	27.2
Alta	0.72	25	-0.36	37.2
Molto_alta	0.7202	35	-0.3601	47.2

Tabella 3.2.48: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Psig per l'acclività dei siti.

Classe di appartenenza	$a_1$	$c_1$	$a_2$	$c_2$
Molto_bassa	1.8	-2	-0.9	2.883
Bassa	1.8	2	-0.9	6.88
Media	1.8	5.958	-0.9	10.84
Alta	1.8	9.92	-0.9	14.8
Molto_alta	1.8	14.04	-0.9	18.92

Tabella 3.2.49: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Psig per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a_1$	$c_1$	$a_2$	$c_2$
<b>Molto_bassa</b>	0.01153	-312.4	-0.005765	449.9
<b>Bassa</b>	0.01152	312.7	-0.00576	1076
<b>Media</b>	0.01152	938.5	-0.00576	1701
<b>Alta</b>	0.01154	1564	-0.00577	2326
<b>Molto_alta</b>	0.01154	2189	-0.00577	2951

Tabella 3.2.50: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Psig per la produzione di percolato.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a_1$	$c_1$	$a_2$	$c_2$
<b>Molto_bassa</b>	0.0004431	-8128	-0.0002216	1.171e+004
<b>Bassa</b>	0.0004433	8308	-0.0002217	2.813e+004
<b>Media</b>	0.000443	2.42e+004	-0.000222	4.4e+004
<b>Alta</b>	0.000443	4.03e+004	-0.000222	6.01e+004
<b>Molto_alta</b>	0.0004435	5.689e+004	-0.0002218	7.671e+004

Tabella 3.2.51: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Psig per il volume dei rifiuti.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a_1$	$c_1$	$a_2$	$c_2$
<b>Molto_bassa</b>	0.288	-12.5	-0.144	18.02
<b>Bassa</b>	0.2883	13.04	-0.1442	43.53
<b>Media</b>	0.288	37.5	-0.144	68.02
<b>Alta</b>	0.288	63.29	-0.144	93.81
<b>Molto_alta</b>	0.288	87.5	-0.288	112.5

Tabella 3.2.52: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Psig per lo stato delle discariche.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a$	$b$	$c$	$d$
<b>Molto_bassa</b>	-0.8049	-0.1949	0.1101	1.33
<b>Bassa</b>	0.1949	0.8051	1.11	2.33
<b>Media</b>	1.195	1.805	2.11	3.33
<b>Alta</b>	2.205	2.816	3.12	4.341
<b>Molto_alta</b>	3.195	3.805	4.11	5.33

Tabella 3.2.53: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Pi per la soggiacenza.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a$	$b$	$c$	$d$
<b>Molto_bassa</b>	-8.049	-1.949	1.101	13.3
<b>Bassa</b>	1.949	8.051	11.1	23.3
<b>Media</b>	11.95	18.05	21.1	33.3
<b>Alta</b>	21.95	28.05	31.1	43.3
<b>Molto_alta</b>	31.8	37.9	41	53.2

Tabella 3.2.54: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Pi per l'acclività dei siti.

<i>Classe di appartenenza</i>	$a$	$b$	$c$	$d$
<b>Molto_bassa</b>	-3.221	-0.7793	0.4416	5.324
<b>Bassa</b>	0.737	3.18	4.4	9.28
<b>Media</b>	4.737	7.179	8.399	13.28
<b>Alta</b>	8.779	11.22	12.44	17.32
<b>Molto_alta</b>	12.82	15.26	16.48	21.36

Tabella 3.2.55: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Pi per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
<b>Molto_bassa</b>	-503	-121.8	68.77	831
<b>Bassa</b>	122	503	695	1.46e+003
<b>Media</b>	747.8	1129	1320	2082
<b>Alta</b>	1.37e+003	1.75e+003	1.95e+003	2.71e+003
<b>Molto_alta</b>	1999	2379	2570	3332

**Tabella 3.2.56: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Pi per la produzione di percolato.**

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
<b>Molto_bassa</b>	-1.309e+004	-3169	1795	2.163e+004
<b>Bassa</b>	3351	1.326e+004	1.822e+004	3.804e+004
<b>Media</b>	1.944e+004	2.934e+004	3.43e+004	5.412e+004
<b>Alta</b>	3.55e+004	4.54e+004	5.04e+004	7.02e+004
<b>Molto_alta</b>	5.211e+004	6.202e+004	6.698e+004	8.679e+004

**Tabella 3.2.57: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Pi per il volume dei rifiuti.**

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
<b>Molto_bassa</b>	-20.13	-4.871	2.761	33.28
<b>Bassa</b>	5.419	20.66	28.29	58.77
<b>Media</b>	5.419	20.66	28.29	58.77
<b>Alta</b>	55.66	70.92	78.55	109.1
<b>Molto_alta</b>	79.87	95.13	104.9	120.1

**Tabella 3.2.58: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Pi per lo stato delle discariche.**

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
<b>Molto_bassa</b>	-0.7439	-0.2559
<b>Bassa</b>	0.2559	0.7441
<b>Media</b>	1.256	1.744
<b>Alta</b>	2.266	2.755
<b>Molto_alta</b>	3.256	3.744

**Tabella 3.2.59: Coefficienti delle funzioni di appartenenza S per la soggiacenza.**

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
<b>Molto_bassa</b>	-7.439	-2.559
<b>Bassa</b>	2.559	7.441
<b>Media</b>	12.56	17.44
<b>Alta</b>	22.56	27.44
<b>Molto_alta</b>	32.56	37.44

**Tabella 3.2.60: Coefficienti delle funzioni di appartenenza S per l'acclività dei siti.**

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
<b>Molto_bassa</b>	-2.977	-1.023
<b>Bassa</b>	1.023	2.977
<b>Media</b>	4.981	6.935
<b>Alta</b>	9.023	10.98
<b>Molto_alta</b>	13.06	15.02

**Tabella 3.2.61: Coefficienti delle funzioni di appartenenza S per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.**

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
Molto_bassa	-464.9	-159.9
Bassa	160	465
Media	785.9	1091
Alta	1412	1716
Molto_alta	2037	2341

Tabella 3.2.62: Coefficienti delle funzioni di appartenenza S per la produzione di percolato.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
Molto_bassa	-1.21e+004	-4161
Bassa	4342	1.227e+004
Media	2.06e+004	2.852e+004
Alta	3.651e+004	4.443e+004
Molto_alta	5.31e+004	6.103e+004

Tabella 3.2.63: Coefficienti delle funzioni di appartenenza S per il volume dei rifiuti.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
Molto_bassa	-0.4649	-0.1599
Bassa	0.1599	0.4651
Media	0.778	1.08
Alta	1.417	1.723
Molto_alta	2.036	2.342

Tabella 3.2.64: Coefficienti delle funzioni di appartenenza S per lo stato delle discariche.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
Molto_bassa	-0.2559	0.7201
Bassa	0.7441	1.72
Media	1.744	2.72
Alta	2.75	3.73
Molto_alta	3.744	4.72

Tabella 3.2.65: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Z per la soggiacenza.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
Molto_bassa	-2.559	7.201
Bassa	7.441	17.21
Media	17.44	27.2
Alta	27.44	37.2
Molto_alta	37.44	47.2

Tabella 3.2.66: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Z per l'acclività dei siti.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
Molto_bassa	-1.023	2.885
Bassa	2.977	6.885
Media	6.935	10.84
Alta	10.98	14.89
Molto_alta	15.02	18.94

Tabella 3.2.67: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Z per l'indice di prossimità ai corsi d'acqua.

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
<b>Molto_bassa</b>	-159.9	450.1
<b>Bassa</b>	465.3	1076
<b>Media</b>	1091	1701
<b>Alta</b>	1716	2324
<b>Molto_alta</b>	2341	2949

**Tabella 3.2.68: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Z per la produzione di percolato.**

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
<b>Molto_bassa</b>	-4161	1.172e+004
<b>Bassa</b>	1.227e+004	2.813e+004
<b>Media</b>	2.852e+004	4.436e+004
<b>Alta</b>	4.426e+004	6.01e+004
<b>Molto_alta</b>	6.103e+004	7.689e+004

**Tabella 3.2.69: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Z per il volume dei rifiuti.**

<i>Classe di appartenenza</i>	<i>a</i>	<i>b</i>
<b>Molto_bassa</b>	-6.397	18.01
<b>Bassa</b>	19.14	43.53
<b>Media</b>	3.87	68.29
<b>Alta</b>	69.39	93.79
<b>Molto_alta</b>	93.6	118

**Tabella 3.2.70: Coefficienti delle funzioni di appartenenza Z per lo stato delle discariche.**

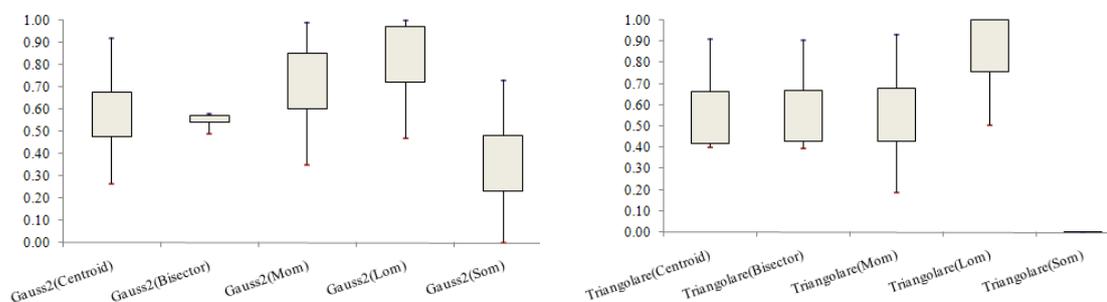
### 3.2.4. Risultati dell'analisi fuzzy

L'analisi fuzzy accoppiata all'analisi di sensitività ha fornito un campione numeroso di risultati. Successivamente, i risultati ottenuti dalle simulazioni sono stati sottoposti a differenti analisi statistiche, in modo da individuare quale schema fuzzy potesse rappresentare al meglio la distribuzione dei dati di input (soggiacenza, acclività dei siti, prossimità ai corsi d'acqua, volume dei rifiuti, produzione del percolato, stato delle discariche, vulnerabilità all'inquinamento degli acquiferi). Da ciascuna simulazione per ogni sito investigato si sono ottenuti quattro risultati: vulnerabilità dei siti, potenzialità delle discariche, pericolosità delle discariche e rischio di inquinamento degli acquiferi, sul quale è focalizzata maggiormente lo studio (Fig. 3.2.71).

Funzione di appartenenza	Gauss2		
Metodo di defuzzificazione	Centroide		
SIMULAZIONE 1			
<i>Vulnerabilità dei siti</i>	<i>Potenzialità delle discariche</i>	<i>Pericolosità delle discariche</i>	<i>Rischio di inquinamento degli acquiferi</i>
63.699	12.004	0.57875	0.47588
74.488	12.004	0.52519	0.75043
68.444	12.004	0.57123	0.47648
61.718	40.549	0.61483	0.46913
27.8	12.004	0.46607	0.74702
83.587	12.004	0.75294	0.74672
27.832	46.732	0.44295	0.58062
48.527	12.079	0.53218	0.47721
65.932	12.004	0.65385	0.47357
83.044	12.004	0.75256	0.92387
81.289	26.122	0.60155	0.58326
83.41	12.004	0.64344	0.81957
48.016	12.004	0.54541	0.47721
74.148	83.973	0.61099	0.77889
83.932	12.004	0.55169	0.47719
61.122	12.004	0.37196	0.59445
62.586	12.004	0.44221	0.58062
80.078	12.004	0.44694	0.72769

Tabella 3.2.71: Risultati uscenti da una simulazione fuzzy tipo.

Una prima analisi dei dati è stata svolta attraverso la costruzione di box-plots, attraverso cui è possibile descrivere in modo sintetico la distribuzione di frequenza degli output e avere un'informazione generale sulla dispersione e sull'asimmetria dei dati.



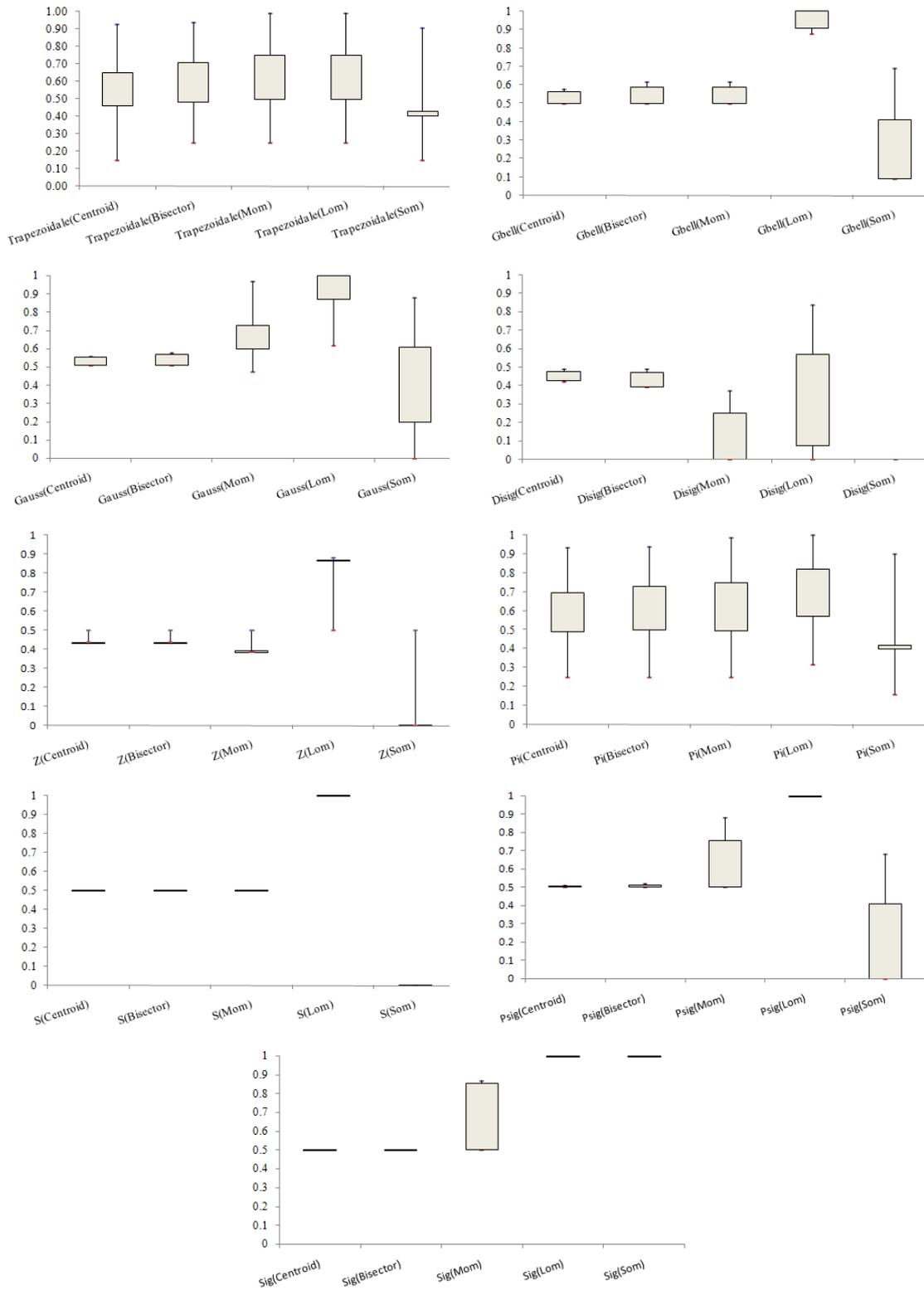


Figura 3.2.12: Box-plots rappresentativi delle distribuzioni in termini di rischio ambientale uscenti dalle diverse simulazioni costruite modificando le funzioni di appartenenza e il metodo di defuzzificazione.

Analizzando i grafici ottenuti (Fig. 3.2.12), è emerso che le distribuzioni dei dati di output, mantenendo costante il metodo di defuzzificazione, si possono dividere in due gruppi, il primo racchiude i risultati derivanti dalle seguenti funzioni di appartenenza: Gauss, Triangolare, Trapezoidale, Gauss2, Disig e Pisig, mentre il secondo raggruppa i risultati provenienti dall'utilizzo delle funzioni di appartenenza Sig, S e Z. Tale riscontro è del tutto spiegabile, in quanto queste ultime tre funzioni sono caratterizzate da un andamento asimmetrico e dalla presenza di un asintoto orizzontale, cosa non riscontrata nelle altre funzioni di appartenenza. Si deduce, infatti, che tutte le simulazioni relative agli schemi fuzzy con funzioni di appartenenza Sig, S e Z si discostano dagli altri, soprattutto in termini di scarto interquartile, il quale risulta quasi sempre nullo, ciò vorrebbe dimostrare che la maggior parte degli acquiferi è ad elevato rischio di inquinamento.

Inoltre, le simulazioni eseguite utilizzando queste tre funzioni di appartenenza, restituiscono risultati non concordi con il trend di dati di input o meglio restituiscono un indice di rischio pressoché costante per tutti i siti; data la non veridicità si è ritenuto opportuno escluderle dalle analisi successive.

Questa prima interpretazione dei dati non è risultata sufficiente a stabilire quale schema fuzzy rappresenti al meglio i dati di partenza, per cui si è fatto ricorso ad altri mezzi statistici in grado di identificare una soluzione ottimale, con l'obiettivo di individuare un trend di dati di output il più possibile rappresentativi di quelli in ingresso.

A tale proposito si è eseguita una prima analisi relativa alla variabilità del campione di dati di partenza, adottando successivamente un criterio per effettuare un confronto con i risultati ottenuti dalle simulazioni fuzzy. A tale scopo, è stato opportuno individuare per ciascun sito un valore medio ricavato attraverso la media dei parametri che la caratterizzano, opportunamente standardizzati, ottenendo in tal modo un set di dati caratteristico dei dati in ingresso (Tabella 3.2.77) direttamente confrontabile con i risultati delle simulazioni.

Un primo approccio semplice e immediato per la misura della variabilità è la valutazione del campo di variazione (range), ovvero la differenza tra il valore massimo e minimo, che fornisce indicazioni sulla dispersione dei dati; valori piccoli di tale range dimostrano che i dati sono simili tra loro, mentre valori elevati del range provano una elevata dispersione. Tale criterio non risulta del tutto vantaggioso in quanto i valori di

minimo e di massimo all'interno di ciascuna distribuzione potrebbero essere semplicemente degli outliers, per cui si è ricorso al calcolo della deviazione standard e della varianza, che hanno fornito informazioni relative alla dispersione: valori nulli indicano che i dati sono uguali tra di loro (e pertanto uguali alla loro media), mentre valori elevati denotano la presenza di una elevata dispersione.

	<b>Gauss2</b>	<b>Triangolare</b>	<b>Trapezoidale</b>	<b>Gbell</b>	<b>Gauss</b>	<b>Disig</b>	<b>Psig</b>	<b>Pi</b>
<b>Media</b>	0.580	0.625	0.579	0.537	0.540	0.460	0.504	0.588
<b>Max</b>	0.924	0.913	0.927	0.578	0.560	0.490	0.511	0.934
<b>Min</b>	0.266	0.406	0.271	0.501	0.512	0.422	0.500	0.253
<b>Deviazione standard</b>	0.136	0.164	0.138	0.028	0.018	0.025	0.003	0.136
<b>Varianza</b>	0.018	0.027	0.019	0.001	0.000	0.001	0.000	0.018
<b>Campo di variazione</b>	0.658	0.507	0.656	0.077	0.048	0.068	0.011	0.681

**Tabella 3.2.72: Parametri statistici delle differenti distribuzioni di rischio di inquinamento degli acquiferi ottenuti modificando il tipo di funzione di appartenenza e applicando il metodo di defuzzificazione del Centroide.**

	<b>Gauss2</b>	<b>Triangolare</b>	<b>Trapezoidale</b>	<b>Gbell</b>	<b>Gauss</b>	<b>Disig</b>	<b>Psig</b>	<b>Pi</b>
<b>Media</b>	0.552	0.623	0.581	0.554	0.549	0.442	0.506	0.586
<b>Max</b>	0.580	0.910	0.940	0.620	0.580	0.490	0.520	0.940
<b>Min</b>	0.490	0.400	0.250	0.500	0.510	0.390	0.500	0.250
<b>Deviazione standard</b>	0.020	0.162	0.144	0.046	0.028	0.036	0.006	0.142
<b>Varianza</b>	0.000	0.026	0.021	0.002	0.001	0.001	0.000	0.020
<b>Campo di variazione</b>	0.090	0.510	0.690	0.120	0.070	0.100	0.020	0.690

**Tabella 3.2.73: Parametri statistici delle differenti distribuzioni di rischio di inquinamento degli acquiferi ottenuti modificando il tipo di funzione di appartenenza e applicando il metodo di defuzzificazione della Bisettrice.**

	Gauss2	Triangolare	Trapezoidale	Gbell	Gauss	Disig	Psig	Pi
<b>Media</b>	0.622	0.566	0.571	0.554	0.679	0.169	0.663	0.571
<b>Max</b>	0.990	0.935	0.990	0.620	0.970	0.375	0.880	0.990
<b>Min</b>	0.350	0.190	0.250	0.500	0.475	0.000	0.500	0.250
<b>Deviazione standard</b>	0.194	0.174	0.164	0.046	0.093	0.127	0.133	0.164
<b>Varianza</b>	0.037	0.030	0.027	0.002	0.009	0.016	0.018	0.027
<b>Campo di variazione</b>	0.640	0.745	0.740	0.120	0.495	0.375	0.380	0.740

**Tabella 3.2.74: Parametri statistici delle differenti distribuzioni di rischio di inquinamento degli acquiferi ottenuti modificando il tipo di funzione di appartenenza e applicando il metodo di defuzzificazione del Middle of maximum.**

	Gauss2	Triangolare	Trapezoidale	Gbell	Gauss	Disig	Psig	Pi
<b>Media</b>	0.736	0.770	0.571	0.964	0.945	0.400	1.000	0.651
<b>Max</b>	1.000	1.000	0.990	1.000	1.000	0.840	1.000	1.000
<b>Min</b>	0.470	0.510	0.250	0.880	0.620	0.000	1.000	0.320
<b>Deviazione standard</b>	0.185	0.178	0.164	0.049	0.073	0.267	0.000	0.152
<b>Varianza</b>	0.034	0.031	0.027	0.002	0.005	0.071	0.000	0.023
<b>Campo di variazione</b>	0.530	0.490	0.740	0.120	0.380	0.840	0.000	0.680

**Tabella 3.2.75: Parametri statistici delle differenti distribuzioni di rischio di inquinamento degli acquiferi ottenuti modificando il tipo di funzione di appartenenza e applicando il metodo di defuzzificazione del Largest of maximum.**

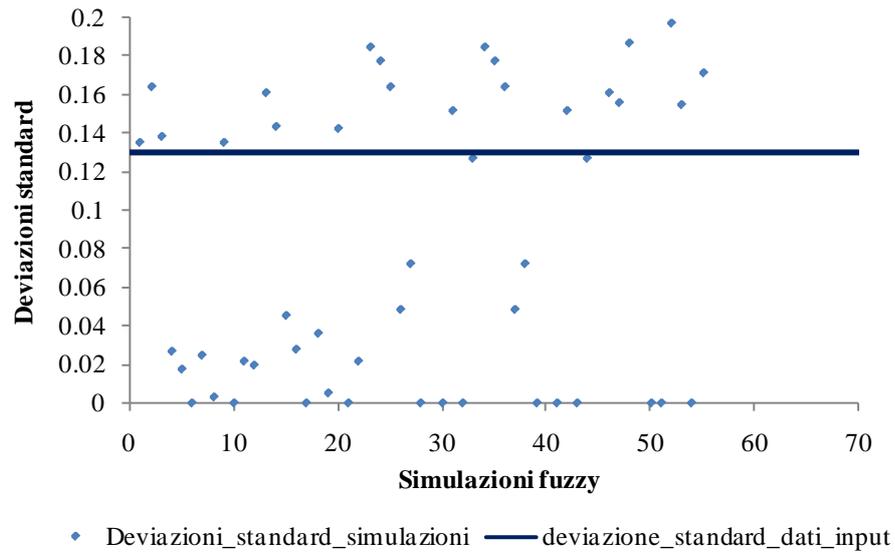
	Gauss 2	Triangolare	Trapezoidale	Gbell	Gauss	Disig	Psig	Pi
<b>Media</b>	0.369	0.483	0.452	0.270	0.364	0.000	0.264	0.446
<b>Max</b>	0.730	0.880	0.910	0.690	0.880	0.000	0.680	0.900
<b>Min</b>	0.000	0.150	0.150	0.090	0.000	0.000	0.000	0.160
<b>Deviazione standard</b>	0.205	0.161	0.156	0.187	0.230	0.000	0.197	0.155
<b>Varianza</b>	0.042	0.026	0.025	0.035	0.053	0.000	0.039	0.024
<b>Campo di variazione</b>	0.730	0.730	0.760	0.600	0.880	0.000	0.680	0.740

**Tabella 3.2.76: Parametri statistici delle differenti distribuzioni di rischio di inquinamento degli acquiferi ottenuti modificando il tipo di funzione di appartenenza e applicando il metodo di defuzzificazione del Smallest of maximum.**

<b>Media</b>	0.045
<b>Max</b>	1.005
<b>Min</b>	0.005
<b>Deviazione standard</b>	0.130
<b>Varianza</b>	0.017
<b>Campo di variazione</b>	1

**Tabella 3.2.77: Parametri statistici relativi al set di dati di input standardizzati.**

Per la scelta dello schema fuzzy più appropriato a rappresentare i dati di input sono stati confrontati due indici di dispersione (deviazione standard e varianza) di tutte le distribuzioni (Tabelle 3.2.72-3.2.76 e Fig. 3.2.13) con quelli dei dati di input forniti in Tabella 3.2.77, in modo da individuare le distribuzioni con valori di deviazione e varianza confrontabili con quelle relative ai dati di input. Nel caso in esame, le distribuzioni che hanno mostrato nei vari schemi fuzzy maggiore somiglianza rispetto a quella dei dati di input sono quelle ottenute implementando nel modello le funzioni di appartenenza Gauss2, Trapezoidale e Pi insieme con il metodo di defuzzificazione del Centroide, oppure le funzioni di appartenenza Trapezoidale e Pi con il metodo di defuzzificazione Bisector e gli schemi costituiti dalle funzioni Psig e Disig con il metodo di defuzzificazione Mom. Tale valutazione, dunque, consente essenzialmente di escludere i metodi di defuzzificazione Largest of maximum e Smallest of maximum, ma non consente di individuare un unico schema fuzzy rappresentativo del problema sottoposto ad analisi.



**Figura 3.2.13: Confronto tra le deviazioni standard relative ai risultati delle simulazioni fuzzy e quella dei dati di input.**

Per superare le difficoltà incontrate nella scelta del migliore modello fuzzy, è stato eseguito un test F per confrontare con maggior precisione le varianze relative alle distribuzioni corrispondenti a ciascuno schema fuzzy ed ai dati di partenza. Quanto osservato dall'analisi della deviazione è stato confermato dal test F. Difatti, ha messo in evidenza che gli schemi che meglio approssimano il trend di dati in ingresso nel modello sono: gli schemi realizzati con il metodo di defuzzificazione del Centroide e le funzioni di appartenenza Trapezoidale e Gauss2 e gli schemi con il metodo Mom e le funzioni di appartenenza Disig e Psig (associato alle funzioni di appartenenza Trapezoidale o GBell che forniscono risultati confrontabili (Tab.3.2.78).

	Gauss2	Triangolare	Trapezoidale	Gbell	Gauss	Disig	Psig	Pi
<b>Centroid</b>	0.793	0.020	0.631	0.000	0.000	0.000	0.000	0.784
<b>Bisector</b>	0.000	0.032	0.379	0.000	0.000	0.000	0.000	0.429
<b>Mom</b>	0.000	0.003	0.021	0.000	0.000	0.672	0.649	0.021
<b>Lom</b>	0.000	0.002	0.021	0.000	0.000	0.000	-	0.128
<b>Som</b>	0.000	0.035	0.076	0.000	0.000	-	0.000	0.087

**Tabella 3.2.78: Risultati test F.**

In seguito a questa analisi approfondita dei dati, che ha permesso di scegliere il modello fuzzy che più si avvicina alla questione ovvero uno schema caratterizzato dalla funzione di appartenenza Gauss2 e metodo del Centroide, si è passato allo studio dell'indice di rischio uscente da tale schema. L'indice di rischio ambientale, variabile tra 0 e 1 come definito in principio dell'analisi fuzzy, è stato rielaborato in termini linguistici per una classificazione del rischio di contaminazione degli acquiferi, utilizzando la curva di distribuzione di frequenza cumulata (Figura 3.2.14), scegliendo come estremi delle classi i punti della curva in cui si ha una netta variazione di pendenza (Tab. 3.2.79).

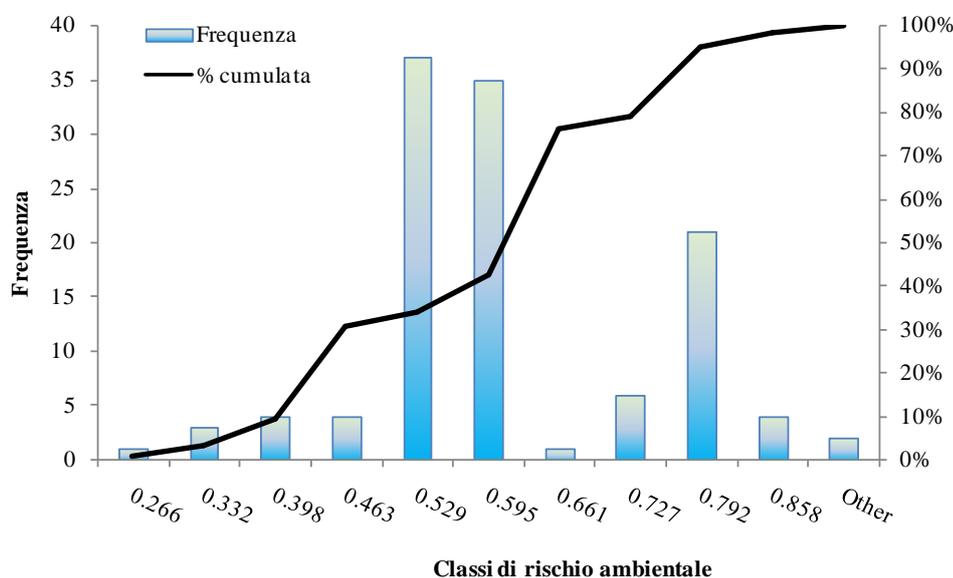


Figura 3.2.14: Curva di frequenza cumulata del rischio di inquinamento degli acquiferi.

Classe di rischio	Intervallo delle classi
Molto_basso	0-0.332
Basso	0.332-0.463
Medio	0.463-0.595
Alto	0.463-0.727
Molto_alta	>0.792

Tabella 3.2.79: Intervalli delle classi di rischio ambientale (rischio di inquinamento degli acquiferi).

Le classi di rischio per i siti sottoposti ad analisi sono riportate nei grafici, in pratica vengono riportati rispettivamente la distribuzione percentuale (Fig.3.2.15) e spaziale del

rischio ambientale (Fig. 3.2.16) determinata utilizzando uno schema fuzzy caratterizzato da funzioni di appartenenza Gauss2 e metodo di defuzzificazione del Centroide.

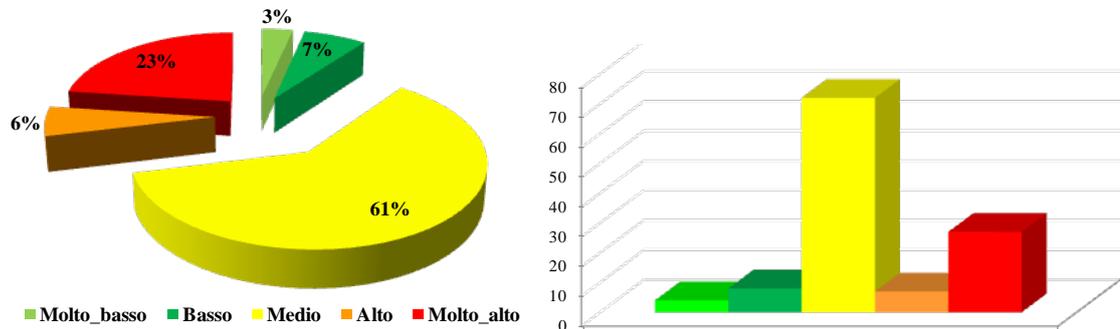


Figura 3.2.15: Distribuzione percentuale dei siti a potenziale rischio di inquinamento da discariche incontrollate.

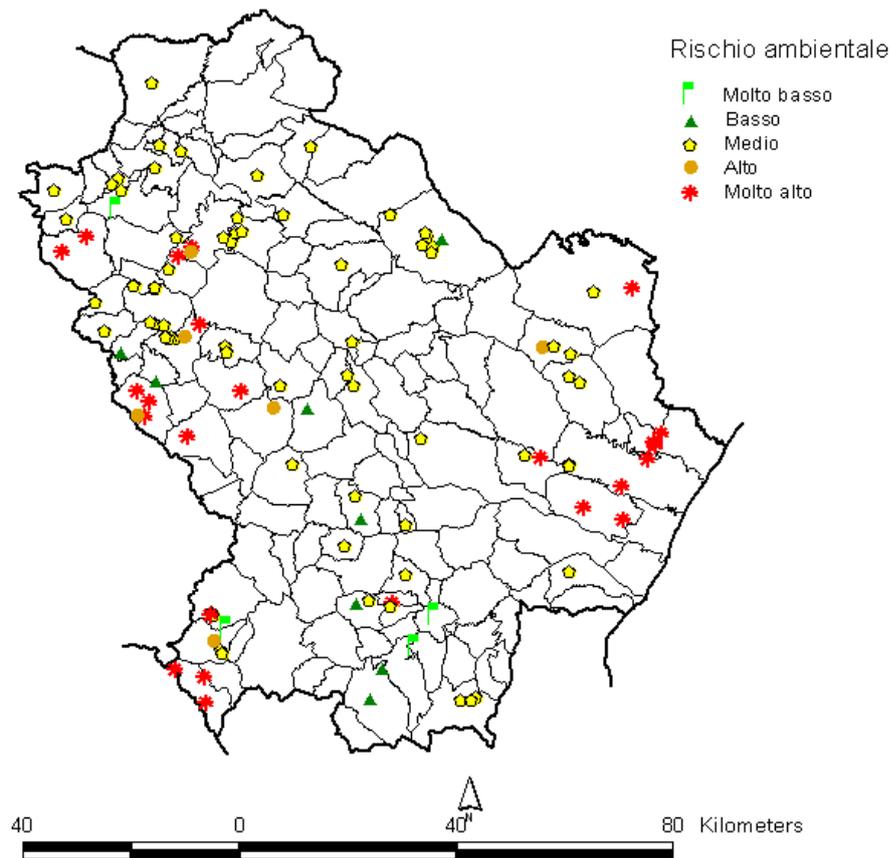
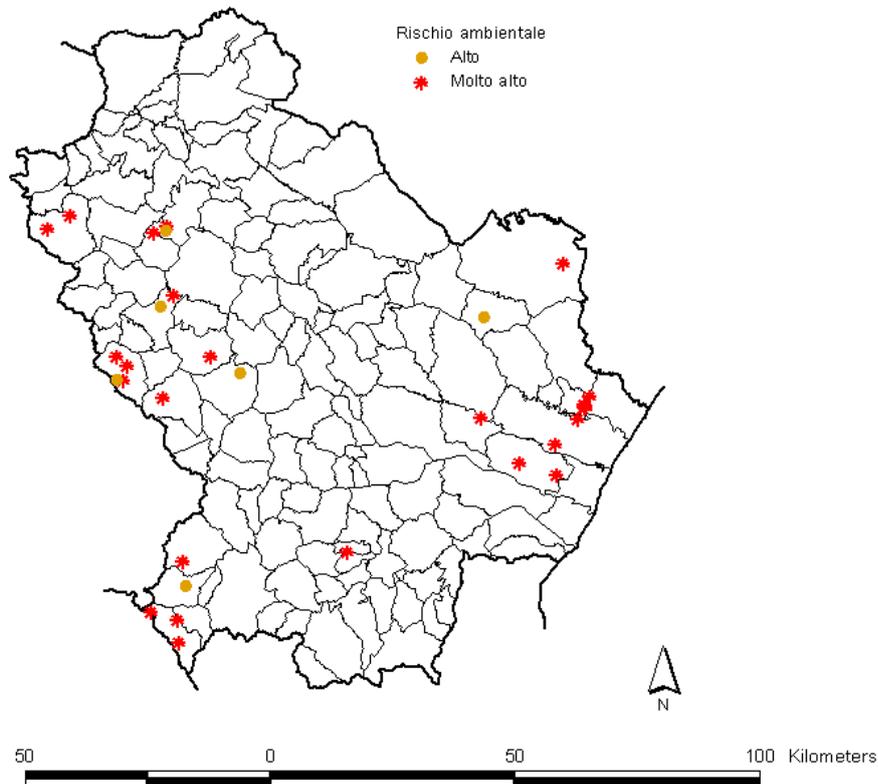


Figura 3.2.16: Mappa di rischio di contaminazione degli acquiferi.

Il risultato più importante di questo metodo è la costruzione, usando la tecnologia GIS, di una gerarchia di siti a potenziale rischio di inquinamento e l'individuazione di quei siti con rischio ambientale Molto Alto ed Alto sui quali bisogna intervenire tempestivamente (Fig. 3.2.17). Conseguentemente, questo è un importantissimo strumento per stabilire priorità nelle operazioni di controllo, investigazione strumentale e rimedi.

Dalla scelta dello schema fuzzy descritto precedentemente, quindi, è emerso che la metodologia individua una piccola percentuale di siti a rischio di contaminazione molto basso, basso (7%) e alto (6%), infatti dal diagramma a torta e dall'istogramma emerge che la maggior parte dei siti hanno un rischio medio (per il 61%) e un rischio molto alto (per il 23%).



**Figura 3.2.17: Mappa dei siti con priorità di intervento di bonifica e ripristino ambientale.**

### **3.3. MODELLO NEURO-FUZZY PER LA VALUTAZIONE DEL RISCHIO DI INQUINAMENTO DI ALCUNI ACQUIFERI DELLA BASILICATA**

Il modello previsionale per la valutazione del rischio di inquinamento degli acquiferi proposto, si basa su un Adaptive Neural Network-based Fuzzy Inference System (ANFIS), il quale ha consentito l'addestramento del modello per far apprendere conoscenza dei dati. Per effettuare l'addestramento è stato necessario definire una matrice costituita da parametri di input e da un unico valore di output. Il valore di output è stato l'indice di rischio ambientale mentre quelli di input sono stati i seguenti:

- soggiacenza;
- acclività del sito;
- produzione di percolato;
- volume dei rifiuti;
- stato della discarica;
- indice di prossimità ai corsi d'acqua;
- vulnerabilità intrinseca degli acquiferi.

Il risultato finale delle elaborazioni è stato ottenuto attraverso la defuzzificazione che ha fornito un valore numerico dell'indice di rischio ambientale compreso tra 0 e 1. Nonostante il training data che facilita la definizione delle regole fuzzy è stato necessario definire: il tipo di funzione di appartenenza e le classi di appartenenza (molto bassa, bassa, media, alta e molto alta).

Per ridurre la soggettività insita nei dati e per affinare il modello in esame si è fatto ricorso, ancora una volta, all'analisi di sensitività, che ha permesso di effettuare alcune simulazioni per individuare lo schema migliore caratterizzante il problema in esame.

### 3.3.1. Schema generale del modello neuro-fuzzy

La valutazione del rischio ambientale può essere conseguito attraverso le reti neuro-fuzzy, che sono il risultato della sinergia tra le reti neurali, che trattano l'informazione ad un livello basso, con le tecniche fuzzy che agiscono ad un livello più elevato, quello linguistico.

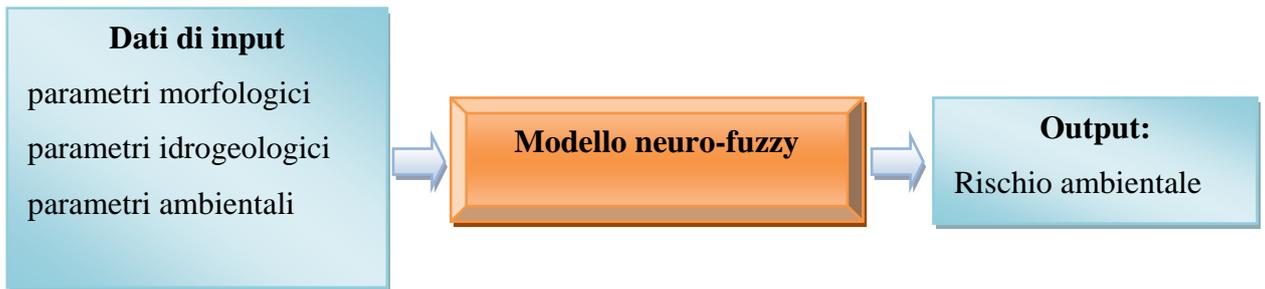


Figura 3.3.1: Schema del modello neuro-fuzzy.

L'obiettivo del progetto è quello di valutare il rischio ambientale e soprattutto di contaminazione degli acquiferi per effetto delle discariche incontrollate.

Il sistema in oggetto è molto complesso perché i risultati dipendono da più elementi afferenti a tematiche diverse, quindi per poter creare il modello neuro-fuzzy si raccoglieranno tutte le informazioni morfologiche, ambientali ed idrogeologiche dei siti in modo da ottenere l'obiettivo prefissato. Ovviamente, per determinare il rischio ambientale ci si può affidare ad altri modelli più dettagliati, ma in questo caso la ricerca è mirata ad un modello che con poche informazioni a volte anche di carattere qualitativo consente di valutare velocemente e con modiche risorse economiche il rischio ambientale.

Lo schema neuro-fuzzy dettagliato per la valutazione del rischio ambientale si compone di sotto-gruppi per ridurre l'onere computazionale come per il modello fuzzy.

L'analisi, anche per il modello neuro-fuzzy, è stata condotta in Matlab attraverso un codice di calcolo (Fig. 3.3.2) in cui sono state definite quattro sottomatrici di addestramento tante quanti sono i sottogruppi dei parametri che caratterizzano il problema.

In particolare le matrici sono:

- Padd, la matrice di addestramento per determinare la potenzialità delle discariche;

- Vadd, la matrice di addestramento per determinare la vulnerabilità dei siti;
- PEadd, la matrice di addestramento per determinare la pericolosità delle discariche;
- Radd, la matrice di addestramento per determinare il rischio ambientale.

```
% Matrice di potenzialità dei siti per l'addestramento della rete
load Padd.txt;
P=Padd
% Matrice dei parametri di analisi
(Soggiacenza,acclività,produzione percolato,volume rifiuti,stato della
discarica, indice di prossimità ai corsi d'acqua)
load parametri.txt;
A=parametri;
%POTENZIALITA' DELLE DISCARICHE
%Matrice contenente produzione percolato e volume rifiuti
E=A(:,3:4);
%Analisi neuro-fuzzy per la valutazione della Potenzialità delle
discariche
epoch_n1 = 100;
in_fis1 = genfis1([P],5,'gaussmf');
out_fis1 = anfis([P],in_fis1,epoch_n1);
P_out=out_fis1;
Potenzialit=evalfis([E],P_out);
MAX_potenzialit=max(Potenzialit)
%VULNERABILITA' DEI SITI
% Matrice di ''vulnerabilità dei siti'' per l'addestramento della rete
load Vadd.txt
V=Vadd
%Matrice contenente soggiacenza e acclività
B=A(:,1:2);
%Matrice contenente Indice di prossimità ai corsi d'acqua
C=A(:,6);
%Matrice contenente soggiacenza,acclività e indice di prossimità ai
corsi
%d'acqua
D=[B,C];
%Analisi neuro-fuzzy per la valutazione della Potenzialità delle
discariche
epoch_n2 = 100;
in_fis2 = genfis1([V],5,'gaussmf');
out_fis2 = anfis([V],in_fis2,epoch_n2);
V_out=out_fis2;
Vulnerabilit=evalfis([D],V_out);
MAX_vulnerabilit=max(Vulnerabilit)

%PERICOLOSITA' DELLE DISCARICHE
% Matrice di ''pericolosità delle discariche'' per l'addestramento
della rete
load PEadd.txt
PE=PEadd
%Matrice contenente Stato della discarica
F=A(:,5)
%Matrice contenente vulnerabilità, potenzialità, Stato della discarica
J=[Vulnerabilit,Potenzialit,F];
%Analisi neuro-fuzzy per la valutazione della Pericolosità delle
```

```
discariche
epoch_n3 = 100;
in_fis3 = genfis1([PE],5,'gaussmf');
out_fis3 = anfis([PE],in_fis3,epoch_n3);
PE_out=out_fis3;
Pericolosit=evalfis([J],PE_out);
%RISCHIO DI CONTAMINAZIONE DEGLI ACQUIFERI
%Matrice di 'rischio di inquinamento degli acquiferi' per
l'addestramento della rete
load Radd.txt
R=Radd
%Matrice contenente Pericolosità delle discariche e Vulnerabilità
intrinseca degli acquiferi P(:,7)
Y=[Pericolosit,A(:,7)];
%Analisi neuro-fuzzy per la valutazione del Rischio di contaminazione
degli acquiferi
epoch_n4 = 100;
in_fis4 = genfis1([R],5,'gaussmf');
out_fis4 = anfis([R],in_fis4,epoch_n4);
R_out=out_fis4;
Rischio=evalfis([Y],R_out);
```

**Figura 3.3.2: Modello neuro-fuzzy in Matlab per la valutazione del rischio di inquinamento degli acquiferi.**

### **3.3.2. Il training data per la valutazione del rischio ambientale**

Il training data o addestramento della rete è la caratteristica principale che differenzia un modello neuro-fuzzy da uno fuzzy ed è l'operazione che semplifica alcuni procedimenti.

Un modello neuro-fuzzy può essere visto come un sistema in grado di dare una risposta ad una domanda o fornire un output in risposta ad un input, grazie ad un preventivo addestramento attraverso cui prende coscienza dei dati. Quindi, le relazioni tra input ed output non vengono programmate ma si ottengono attraverso un processo di addestramento con dati empirici. In pratica la rete apprende la funzione che lega l'output con l'input attraverso la presentazione di esempi corretti di coppie input/output. Effettivamente, per ogni input proposto alla rete, nel processo di apprendimento, la rete fornisce un output che si discosta di una certa quantità dall'output desiderato: l'algoritmo di addestramento modifica alcuni parametri della rete nella direzione desiderata. Ogni volta che viene presentato un esempio, quindi, l'algoritmo avvicina un poco i parametri della rete ai valori ottimali per la soluzione dell'esempio: in questo modo l'algoritmo cerca di soddisfare tutti gli esempi un po' per volta. Quindi per avere

un modello quanto più preciso è necessario addestrarlo con un numero sufficiente di esempi input/output.

Difatti, per effettuare l'addestramento del modello neuro-fuzzy per la valutazione del rischio ambientale è stato necessario definire una matrice sufficientemente grande che riportasse le possibili situazioni riscontrabili nei siti in modo che la rete prendesse conoscenza dei possibili legami tra input ed output. Tale matrice è stata costruita in funzione dell'esperienza maturata nel campo ambientale e si compone dei parametri di input esposti nel paragrafo 3.3 e da un unico valore di output ovvero l'indice di rischio ambientale. Per ridurre le difficoltà computazionali, la matrice di addestramento è stata suddivisa in sottomatrici come mostrato negli estratti nelle tabelle da 3.3.1 a 3.3.4. In realtà le sottomatrici sono rappresentative dei sottogruppi di parametri enunciati al paragrafo 3.1.2 con l'aggiunta della matrice che determina il rischio finale. Inoltre come ulteriori informazioni da inserire ci sono l'errore di tolleranza nell'addestramento e il numero di epoche, che rappresenta il numero di "interpolazioni" tra input ed output compiute dalla rete per raggiungere l'obiettivo. Il numero di epoche nell'algorithm è stato fissato pari a 100 e l'errore di tolleranza nullo.

Soggiacenza	Acclività dei siti	Indice di prossimità ai corsi d'acqua	VULNERABILITA'DEI SITI
0.1	0.5	0	50
0.1	10	0	50
0.1	20	0	50
4	40	4	25
0.1	0.5	8	75
4	40	8	25
0.1	0.5	12	100

**Tabella 3.3.1: Estratto della matrice di addestramento per determinare la vulnerabilità dei siti.**

Produzione di percolato	Volume dei rifiuti	POTENZIALITÀ DELLE DISCARICHE
10	200	1
625	200	25
2500	200	50
10	17500	25
625	17500	25
10	35000	25
2500	35000	75
2500	52500	100
10	70000	50

Tabella 3.3.2: Estratto della matrice di addestramento per determinare la potenzialità delle discariche.

Vulnerabilità dei siti	Potenzialità delle discariche	Stato delle discariche	PERICOLOSITÀ DELLE DISCARICHE
0	0	0.5	0.188
0	25	0.5	0.366
50	0	0.625	0.366
50	25	0.625	0.544
50	50	0.625	0.544
50	75	2.5	0.9
50	110	2.5	0.9
75	0	2.5	0.722

Tabella 3.3.3: Estratto della matrice di addestramento per determinare la pericolosità delle discariche.

Pericolosità delle discariche	Vulnerabilità degli acquiferi	RISCHIO AMBIENTALE
0.010	1	0.28
0.640	1	0.46
0.640	2	0.64
1.500	2	0.82
0.010	3	0.46
0.460	3	0.64
0.820	4	0.82
1	4	1
0.010	5	0.64

Tabella 3.3.4: Estratto della matrice di addestramento per determinare il rischio ambientale.

### 3.3.3. L'analisi di sensitività nel modello neuro-fuzzy

Il modello neuro-fuzzy come quello fuzzy presenta dei punti dell'analisi in cui bisogna intervenire in maniera soggettiva in funzione delle conoscenze di chi opera e questo interessa le funzioni di appartenenza (Fig. 3.3.1.). Questo aspetto negativo, che può essere superato associando al modello l'analisi di sensitività, che permette di individuare le funzioni di appartenenza che descrivono al meglio i dati di input. Infatti, l'approccio neuro-fuzzy proposto, supportato dall'analisi di sensitività, si è rivelato un importante strumento di supporto alle decisioni, al fine di ottimizzare le risorse tecniche ed economiche.

Tale analisi di sensitività è stata condotta ripetendo l'intera procedura neuro-fuzzy, modificando di volta in volta le funzioni di appartenenza in modo da ottenere tanti output quante sono le simulazioni. Difatti, dalle simulazioni si sono ricavate informazioni riguardanti: la vulnerabilità dei siti, la potenzialità delle discariche, la pericolosità delle discariche ed infine il rischio di inquinamento degli acquiferi in termini di indice.

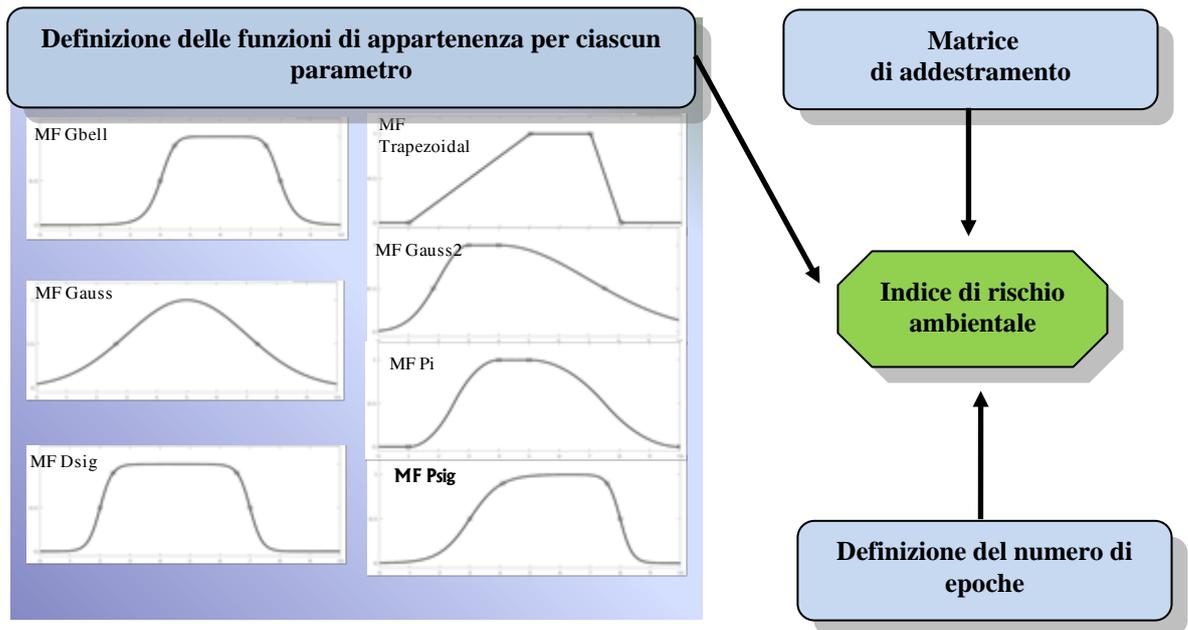


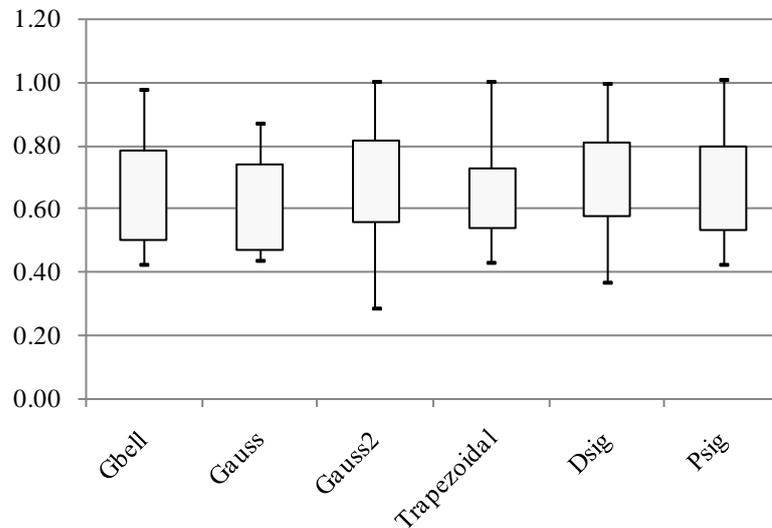
Figura 3.3.3: Schema dell'analisi di sensitività applicata al modello neuro-fuzzy.

L'analisi di sensitività strutturata in questo modo è stata utilizzata come strumento decisionale per la scelta della forma delle funzioni di appartenenza. Ovviamente, i risultati ottenuti dalle simulazioni sono stati sottoposti a differenti analisi statistiche, in modo da individuare quale schema fuzzy potesse rappresentare al meglio la distribuzione dei dati di input ed in particolare quale funzione di appartenenza fosse racchiusa nello schema fuzzy risultante.

### 3.3.4. Risultati del modello neuro-fuzzy

I risultati in uscita dai singoli modelli neuro-fuzzy hanno subito un addestramento con un *training error* quasi nullo, indice di buona affidabilità di ciascun risultato. In seguito, tali risultati ottenuti dalle simulazioni sono stati sottoposti a differenti analisi statistiche, in modo da individuare quale schema neuro-fuzzy potesse rappresentare al meglio la distribuzione dei dati di input come effettuato per il modello fuzzy precedente. Una prima analisi dei dati è stata svolta attraverso la costruzione di box-plots (Figura 3.3.4). Questi ultimi descrivono in modo sintetico la distribuzione di frequenza degli output e forniscono un'informazione generale sulla dispersione e sull'asimmetria dei dati. Analizzando i grafici ottenuti, modificando le funzioni di appartenenza emerge che le

distribuzioni dei dati si discostano tra di loro, quindi questo è segno che il modello è sensibile alle variazioni di funzioni di appartenenza.



**Figura 3.3.4: Box-plots relativi alle distribuzioni in termini di indice di rischio ambientale ottenute utilizzando le differenti funzioni di appartenenza.**

In linea di massima le distribuzioni dei dati uscenti dalle diverse analisi appaiono distribuite simmetricamente, ciò è evidenziato dalla lunghezza equa dei baffi di ciascun box-plots. Dal grafico in figura 3.3.4 le funzioni Gauss2 e Psig sono quelle che hanno una scatola più ampia indice che i dati sono distribuiti equamente nelle varie classi.

Questa prima interpretazione dei dati non è sufficiente per stabilire quale schema neuro-fuzzy rappresenti al meglio i dati di partenza, per cui si è fatto ricorso ad altri strumenti statistici in grado di identificare una soluzione migliore, con l'obiettivo di individuare un trend di dati di output il più possibile rappresentativi di quelli in ingresso.

A tale proposito si è eseguita una prima analisi relativa alla variabilità del campione di dati di partenza, adottando successivamente un criterio per effettuare un confronto con i risultati ottenuti dalle simulazioni fuzzy. A tale scopo, per eseguire un confronto in termini di dispersione dei dati, è stato opportuno individuare per ciascun sito un valore medio ricavato attraverso la media dei parametri che li identificano, opportunamente standardizzati, ottenendo in tal modo un set di dati caratteristico dei dati in ingresso (Tabella 3.3.5) direttamente confrontabile con i risultati delle simulazioni.

Un primo approccio semplice e immediato per la misura della variabilità è la valutazione del campo di variazione, criterio non del tutto conveniente perché i valori di minimo e di massimo in ogni distribuzione potrebbero essere semplicemente degli

*outliers*, per cui è preferibile calcolare la deviazione standard e la varianza, che forniscono informazioni più precise relative alla dispersione dei dati nel campione.

<b>Media</b>	0.045
<b>Massimo</b>	1.005
<b>Minimo</b>	0.005
<b>Deviazione standard</b>	0.130
<b>Varianza</b>	0.017
<b>Range di variazione</b>	1

**Tabella 3.3.5: Parametri statistici relativi al trend di dati di input standardizzati.**

Quindi, per individuare lo schema neuro-fuzzy più appropriato a rappresentare i dati di input sono stati confrontati i due indici di dispersione (deviazione standard e varianza) di tutte le distribuzioni, in modo da individuare le distribuzioni con valori di deviazione e varianza confrontabili con quelle relative ai dati di input. Difatti, come è osservabile dalla tabella 3.3.6 gli schemi confrontabili sono quelli con funzione di appartenenza Gauss e Gbell.

	<b>Gauss2</b>	<b>Trapezoidal</b>	<b>Gbell</b>	<b>Gauss</b>	<b>Dsig</b>	<b>Psig</b>	<b>Pi</b>
<b>Media</b>	0.661	0.648	0.640	0.634	0.664	0.657	0.638
<b>Max</b>	1.003	1.029	0.977	0.874	0.996	1.007	0.983
<b>Min</b>	0.288	0.428	0.424	0.437	0.369	0.424	0.154
<b>Deviazione standard</b>	0.152	0.145	0.142	0.133	0.143	0.147	0.163
<b>Varianza</b>	0.023	0.145	0.020	0.018	0.021	0.022	0.020
<b>Campo di variazione</b>	0.716	0.600	0.553	0.437	0.627	0.583	0.829

**Tabella 3.3.6: Parametri statistici relativi al campione di dati in uscita da ciascuna simulazione.**

Per superare le difficoltà incontrate nella scelta del migliore modello fuzzy, è stato eseguito un test F per confrontare con maggior precisione le varianze relative alle distribuzioni corrispondenti a ciascun modello fuzzy ed ai dati di partenza. Quanto osservato dall'analisi della deviazione è stato confermato dal test F (Tabella 3.3.7); i migliori risultati sono quelli in cui nei modelli sono state implementate le funzioni di appartenenza Gauss e Gbell, dovendo optare per una scelta si confermerà lo schema con una varianza molto simile a quella dei dati di ingresso, ovvero in cui compare la funzione Gauss .

Funzione di appartenenza	F test
Gbell	0.44
Gauss	0.91
Gauss2	0.12
Trapezoidale	0.32
Pi	0.03
Dsig	0.38
Psig	0.26

**Tabella 3.3.7: Risultati test F (modello neuro-fuzzy).**

L'errore di addestramento relativo a questo modello è rappresentato graficamente (Fig. 3.3.5 -3.3.8) e in tabella per ciascuna sottomatrice (Tab. 3.3.8).

Matrice di addestramento	Training error
Potenzialità delle discariche	$6.3556 * 10^{-5}$
Vulnerabilità dei siti	$5.9248 * 10^{-5}$
Pericolosità delle discariche	$7.3243 * 10^{-7}$
Rischio ambientale	$7.369 * 10^{-7}$

**Tabella 3.3.8: Errori di addestramento del modello neuro-fuzzy.**

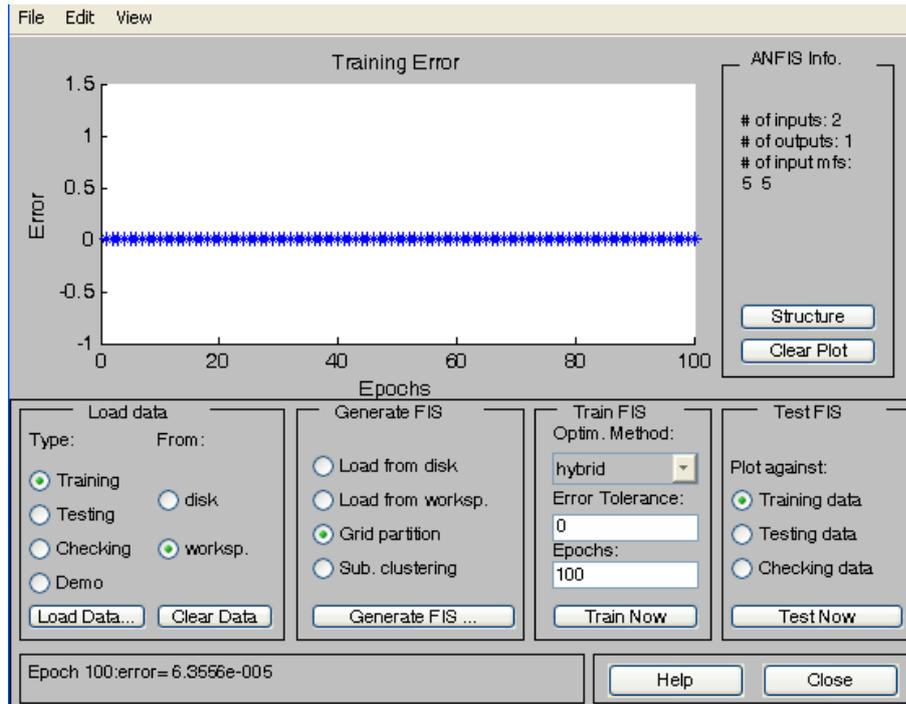


Figura 3.3.5: Errore di addestramento legato alla potenzialità delle discariche.

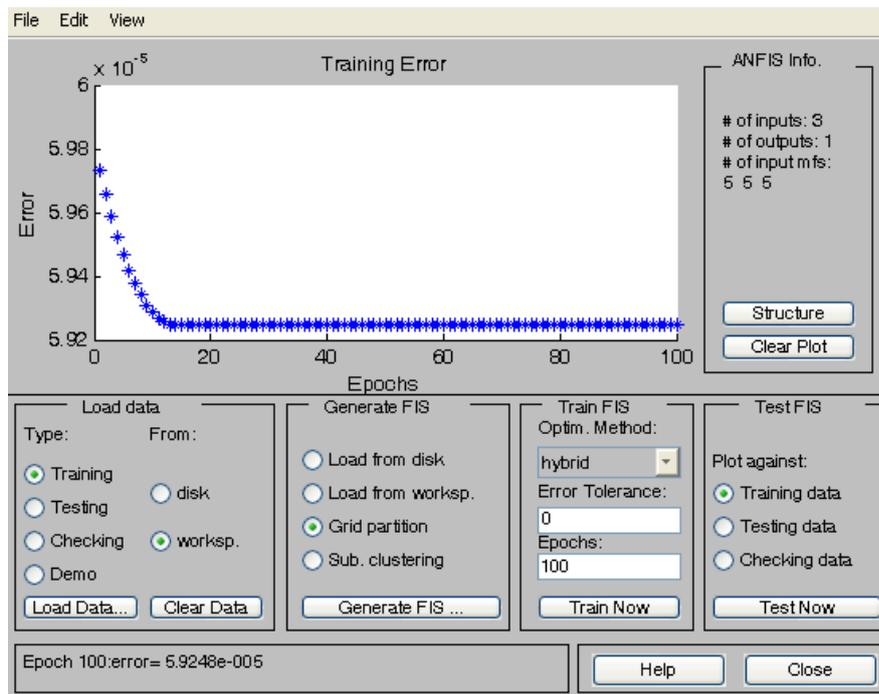


Figura 3.3.6: Errore di addestramento legato alla vulnerabilità dei siti.

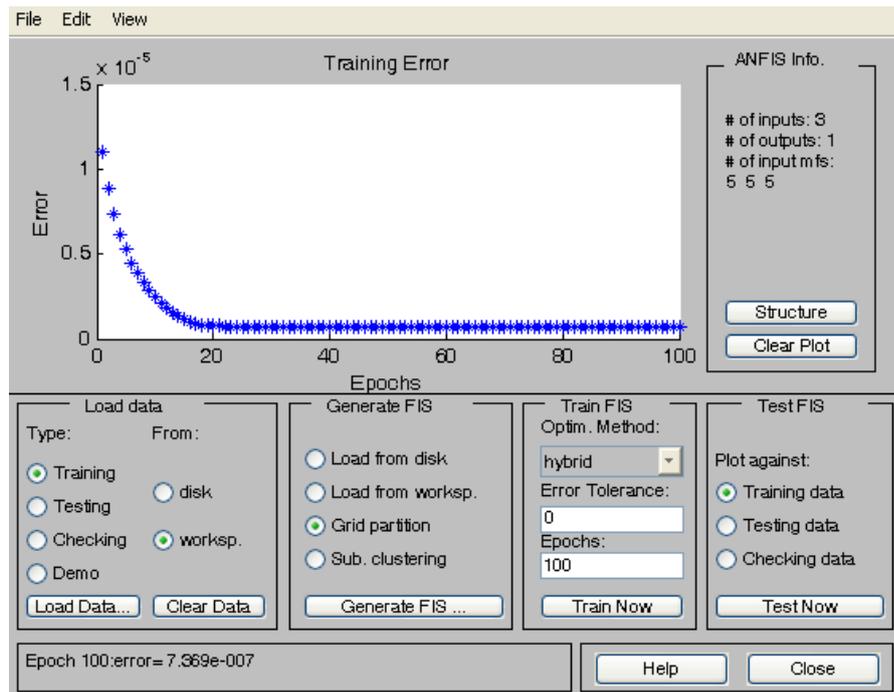


Figura 3.3.7: Errore di addestramento legato alla pericolosità delle discariche.

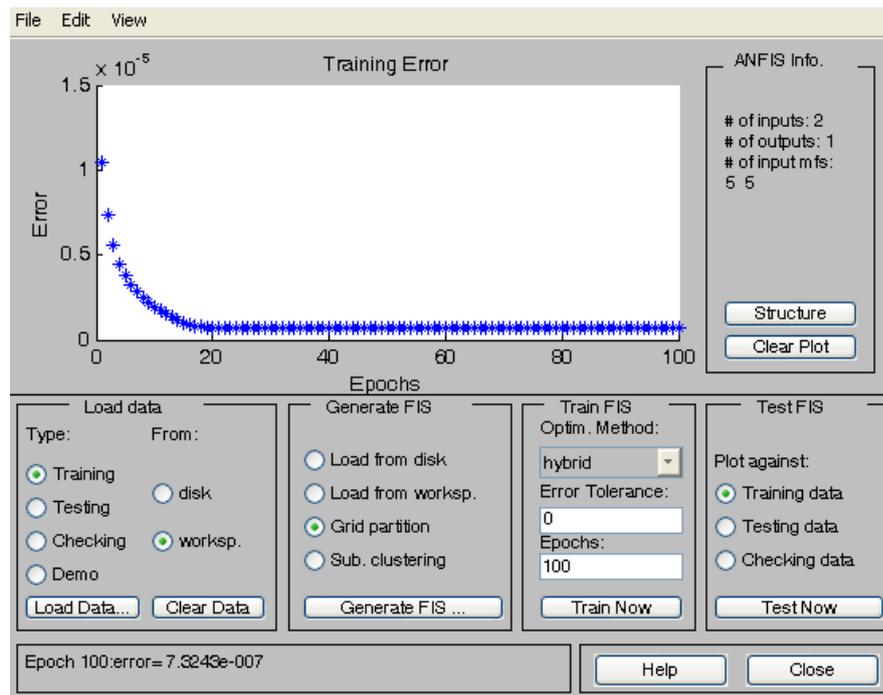


Figura 3.3.8: Errore di addestramento legato al rischio di inquinamento degli acquiferi.

L'indice di rischio ambientale, ottenuto con lo schema neuro-fuzzy prescelto, caratterizzato da funzione di appartenenza Gauss è stato successivamente rielaborato per

una classificazione degli acquiferi a rischio di inquinamento in termini linguistici, in modo da creare una scala di priorità dei siti a potenziale rischio di inquinamento.

Come per il modello fuzzy la divisione in classi è stata eseguita utilizzando la curva di distribuzione di frequenza cumulata (Figura 3.3.9), scegliendo come estremi delle classi i punti di cuspidè della curva (3.3.8).

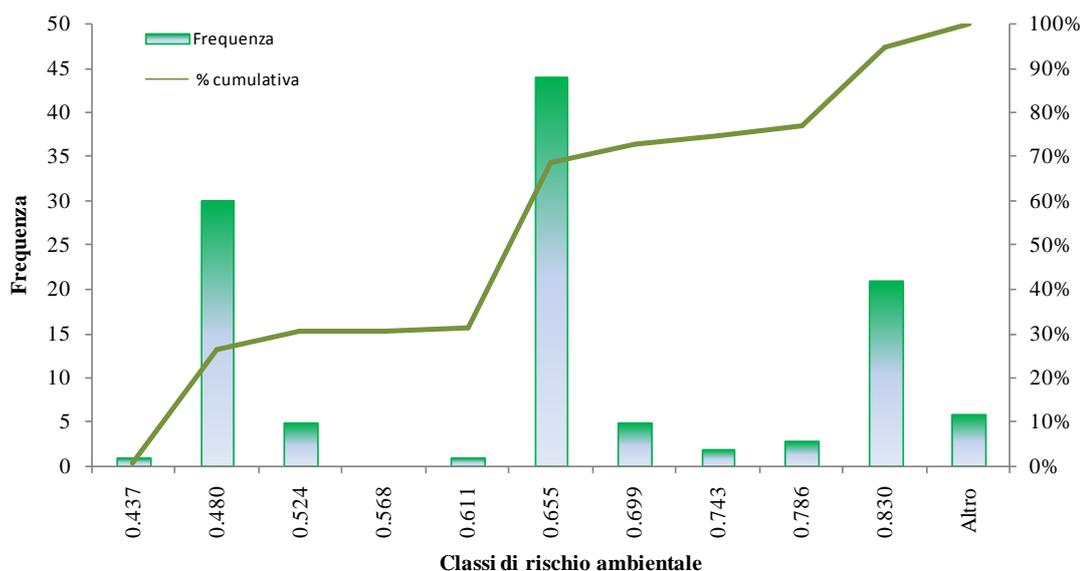


Figura 3.3.9: Curva di frequenza cumulata delle classi di rischio ambientale.

Classi rischio	Intervallo di classe
Molto_bassa	0-0.480
Bassa	0.480-0.611
Media	0.611-0.655
Alta	0.655-0.786
Molto_alta	>0.830

Tabella 3.3.9: Classi di rischio ambientale.

La classificazione del rischio è mostrata nei grafici di Figura 3.3.10 (distribuzione percentuale delle classi di rischio), mentre la rappresentazione spaziale dei siti a rischio di contaminazione da parte delle discariche non controllate presenti nella regione Basilicata sono rappresentate nella mappa in fig 3.3.11.

Da cui emerge che la metodologia individua una piccola percentuale di rischio basso (5%) e alto (9%), infatti il diagramma a torta e l'istogramma segnalano che le restanti percentuali sono divise quasi equamente all'interno delle classi di rischio.

Il modello neuro-fuzzy ha consentito di stilare una classifica di rischio e di individuare i siti che hanno necessità di essere messi in sicurezza (Fig. 3.3.12).

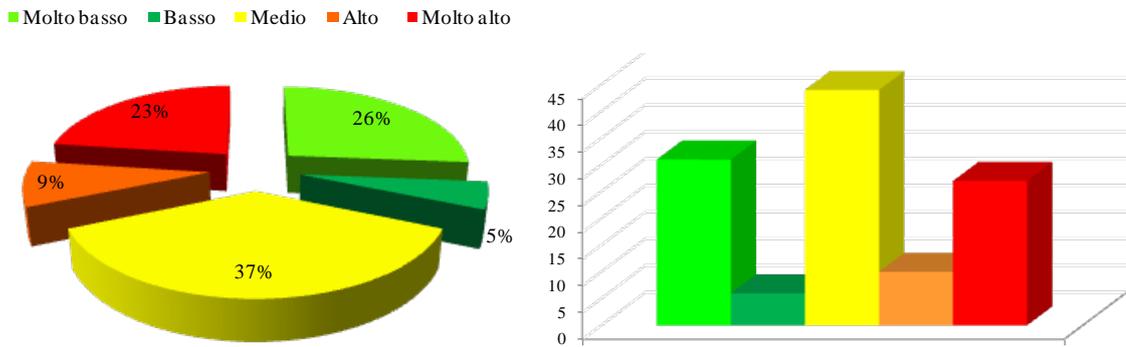


Figura 3.3.10: Distribuzione percentuale degli acquiferi a potenziale rischio di inquinamento.

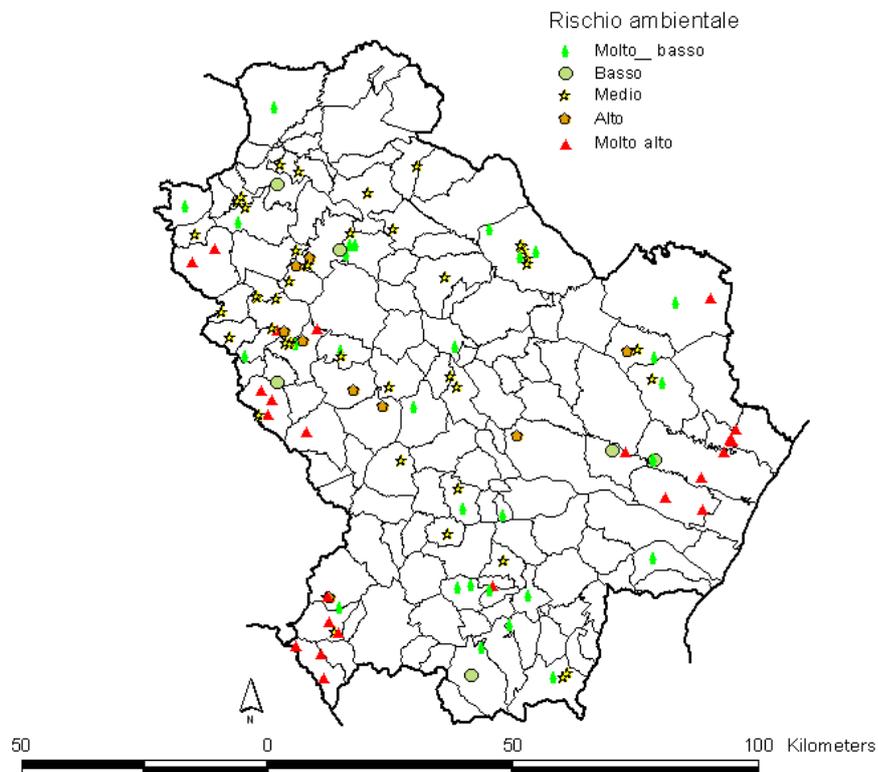
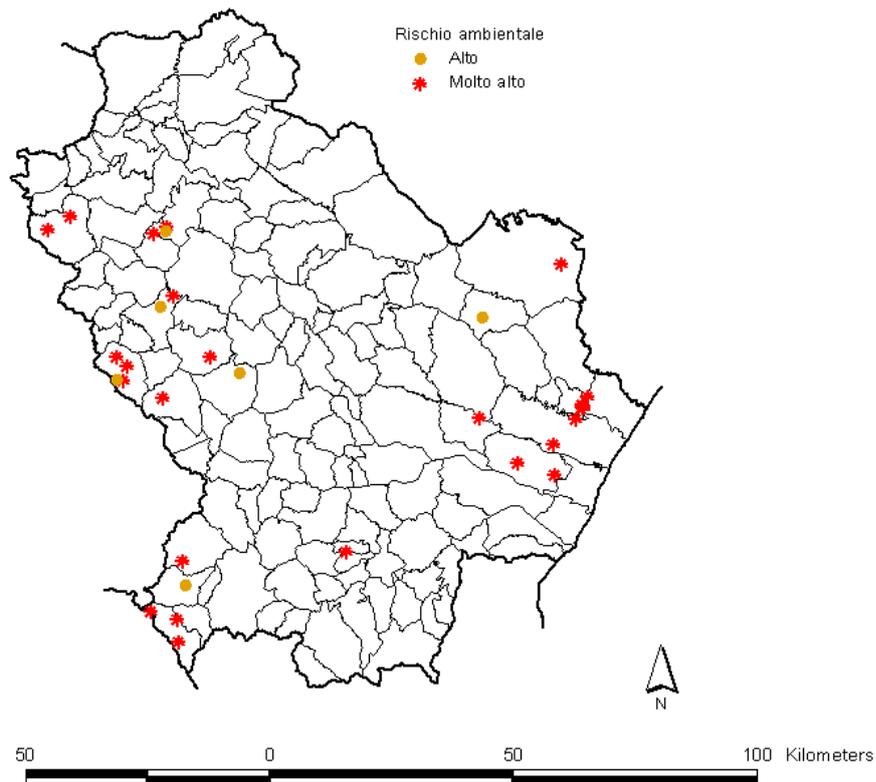


Figura 3.3.11: Mappa dei siti a potenziale rischio di inquinamento da discariche incontrollate.



**Figura 3.3.12: Mappa dei siti a potenziale rischio elevato di inquinamento da discariche incontrollate.**

### ***3.4. CONFRONTO DEI RISULTATI DELL'ANALISI FUZZY E NEURO-FUZZY***

Nel seguente lavoro di ricerca si sono testate due metodologie qualitative per la valutazione del rischio di inquinamento degli acquiferi legato a sorgenti di inquinamento puntuale ovvero discariche incontrollate. Le metodologie sono molto simili tra loro e si basano su un approccio fuzzy. Lo scopo ultimo della ricerca è stato quello di confrontare i risultati uscenti dal modello fuzzy e dal modello neuro-fuzzy applicati allo stesso caso studio e con le stesse variabili entranti nel sistema.

L'esigenza di implementare un modello fuzzy è nato per fronteggiare soprattutto l'incertezza insita nei dati di partenza e per avere un risultato in poco tempo anche se qualitativo. Il ricorso, invece, ad un modello neuro-fuzzy è stato dettato dalle difficoltà nate nella definizione delle innumerevoli regole fuzzy.

Il confronto tra i risultati uscenti dai due modelli è stata eseguita a partire da una prima analisi degli istogrammi, rappresentanti le percentuali degli acquiferi ricadenti nelle

varie classi di rischio applicando la logica fuzzy e la rete neuro-fuzzy, da cui si evidenzia che i siti si distribuiscono nelle varie classi di rischio in maniera differente (Fig. 3.11).

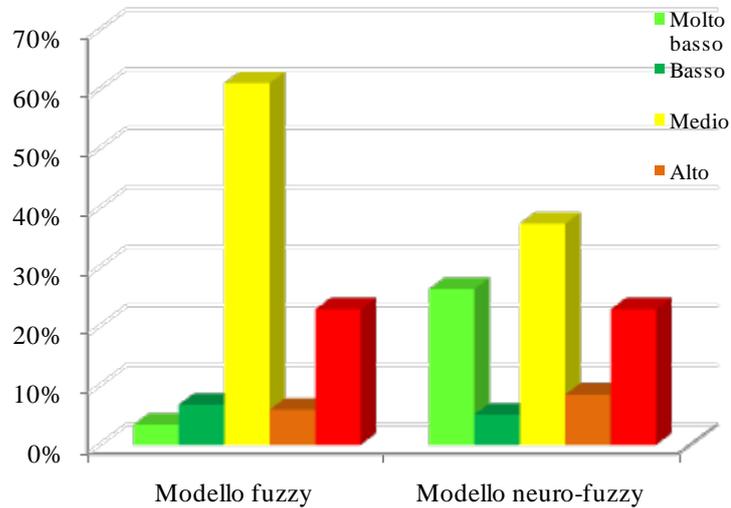


Figura 3.4.1: Distribuzioni dei siti nelle classi di rischio ambientale.

Per un confronto più congruo si sono valutati gli indici di rischio uscenti dai due modelli. La valutazione dell'indice di rischio senza la suddivisione in classi ha permesso di individuare che l'andamento delle due distribuzioni è molto simile (Fig. 3.4.2) come confermato dal box-plot (Fig. 3.4.3).

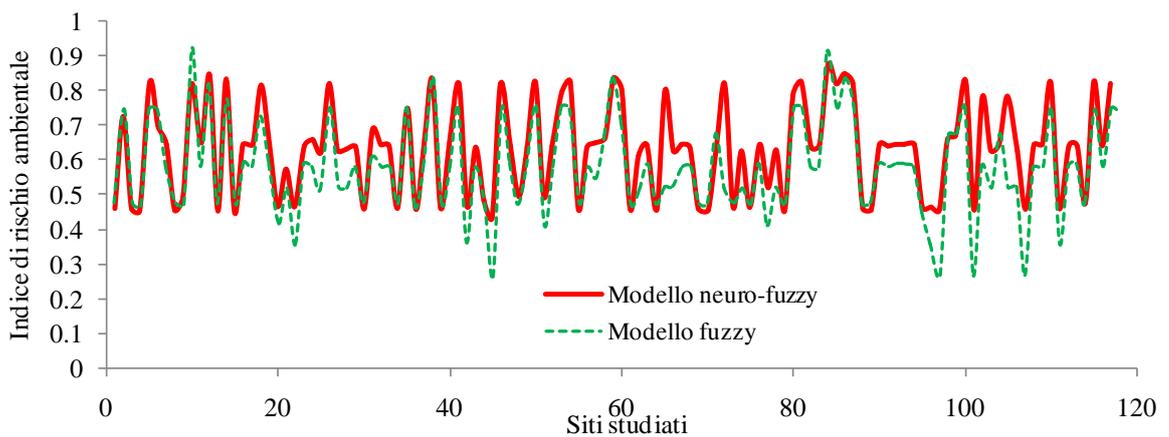
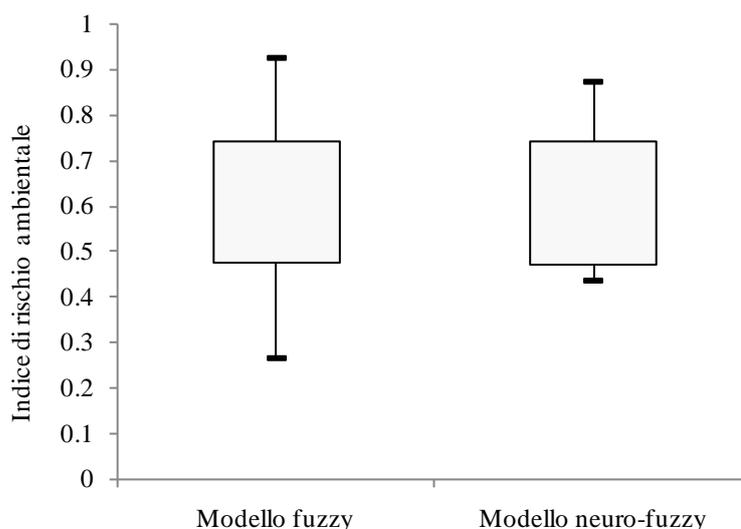


Figura 3.4.2: Variazione dell'indice di rischio ambientale nei modelli fuzzy e neuro-fuzzy.



**Figura 3.4.3: Box-plots delle distribuzioni di dati uscenti dai modelli fuzzy e neuro-fuzzy.**

Approfondendo l’analisi dal punto di vista statistico ( Tab. 3.4.1) è evidente dagli indici di dispersione una forte similarità tra i due campioni di dati, ad eccezione degli estremi come deducibile dai box-plots. La similitudine tra i risultati dei due modelli si evince anche dal risultato del test F (Tab. 3.4.1). Difatti, anche lo scatter plot (Fig. 3.4.4) dimostra una buona correlazione come è valutabile dal coefficiente di determinazione  $R^2$  ovvero il quadrato del coefficiente di correlazione  $R=0.8832$ .

	<b>Indice di rischio ambientale (Modello fuzzy)</b>	<b>Indice di rischio ambientale (Modello neuro-fuzzy)</b>
Media	0.579	0.634
Mediana	0.580	0.643
Moda	0.580	0.463
Deviazione standard	0.136	0.133
Varianza campionaria	0.018	0.018
Max	0.924	0.874
Min	0.267	0.437
Test F	0.870	

**Tabella 3.4.1: Indici statistici e risultati del test F.**

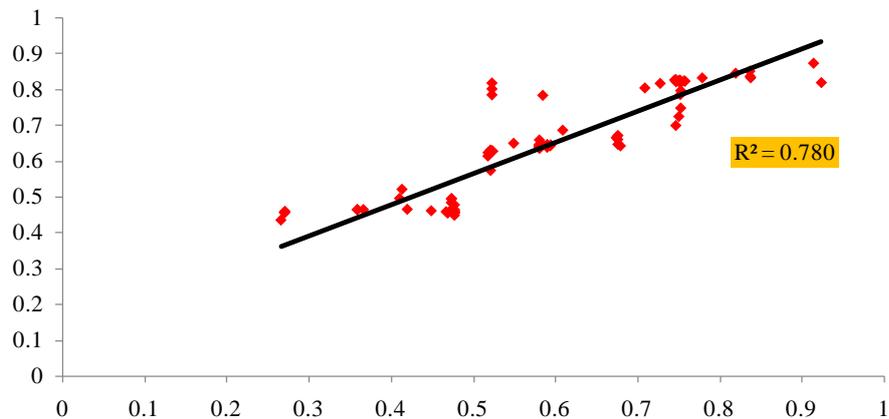


Figura 3.4.4: Scatter plot dell'indice di rischio ambientale valutato con i due modelli (Modello fuzzy e modello neuro-fuzzy).

### 3.4.1. Analisi alle componenti principali per confrontare il modello fuzzy e neuro-fuzzy

L'analisi di sensitività che ha affiancato i modelli progettati ha permesso di ottenere risultati diversi variando in ingresso il tipo di funzione di appartenenza e il metodo di defuzzificazione nel modello fuzzy e solo il tipo di funzione di appartenenza nel modello neuro-fuzzy. Quindi, per un'analisi più approfondita di tutti i risultati ottenuti dalle varie simulazioni è stata effettuata l'analisi a componenti principali (PCA) che permette di studiare contemporaneamente una vasta gamma di dati e consente di valutare come si raggruppano i risultati delle 2 analisi.

L'analisi delle Componenti Principali è una classica e fondamentale tecnica multivariata che ruota i punti descritti nello spazio attorno a  $n$  variabili, in modo da trovare altrettante proiezioni con dispersione (varianza) massima e tra loro ortogonali. Nell'ambito  $n$ -dimensionale, le proiezioni che realizzano la maggior varianza quasi sempre riassumono la maggior parte dell'informazione contenuta in numerose variabili. Tali assi di proiezione non corrispondono più ad alcuna variabile originaria e non hanno un significato immediato, sono detti appunto *Componenti Principali*. Le componenti principali forniscono una spiegazione alternativa della variabilità osservata, con il pregio di descrivere il fenomeno oggetto di studio mediante dimensioni fra loro non correlate e ordinate in termini della loro importanza nella spiegazione. Questo permette (con maggiore o minore successo nei vari casi) di ridurre il numero di variabili da

considerare, scartando le ultime componenti principali (laddove si ritenga trascurabile il loro contributo per la spiegazione della variabilità osservata) e di interpretare il fenomeno oggetto di studio, mediante un'opportuna spiegazione delle componenti principali che non sono state scartate. Le elaborazioni statistiche sono state realizzate con il Matlab e restituiscono le Componenti Principali (CP), che sono nello stesso numero delle variabili originarie, con la maggior parte dell'informazione concentrata nelle prime CP (evidenziate in celeste nelle seguenti tabelle) corrispondenti ad una percentuale cumulativa intorno all'80-85%. Il risultato finale della PCA (Principal Component Analysis) come output del Matlab consiste in una tabella che riporta gli autovalori, le percentuali cumulative e la varianza spiegata; una matrice degli *score*, in cui le righe rappresentano le osservazioni, mentre le colonne riportano le CP individuate, tra le quali sono segnate in grassetto le componenti aventi valore assoluto maggiore; ed infine, la più importante, la matrice dei *loading*, ovvero dei pesi delle CP. Quest'ultima è ottenuta moltiplicando i valori delle CP elevati al quadrato per gli autovalori associati, i risultati così ottenuti rappresentano le vere e proprie coordinate dei descrittori sui nuovi assi formati dalle componenti principali individuate. Il valore dell'autovalore (in valore assoluto) indica il peso di ciascuna variabile, ovvero l'importanza di ciascuna variabile originale in quello specifico autovettore. Dall'analisi PCA è emerso che solo le prime 2 Componenti principali spiegano l'85% della varianza (Tab. 3.4.2 e Fig. 3.4.5).

	<b>PC1</b>	<b>PC2</b>	<b>PC3</b>	<b>PC4</b>	<b>PC5</b>	<b>PC6</b>	<b>PC7</b>
<b>Varianza spiegata</b>	78.01	7.50	3.70	2.30	1.67	1.36	1.20
<b>% cumulata della varianza spiegata</b>	78.01	<b>85.51</b>	89.21	91.50	93.17	94.54	95.74
<b>Autovalori</b>	29.95	2.88	1.42	0.88	0.64	0.52	0.46

**Tabella 3.4.2: Varianza spiegata e autovalori delle Componenti Principali.**

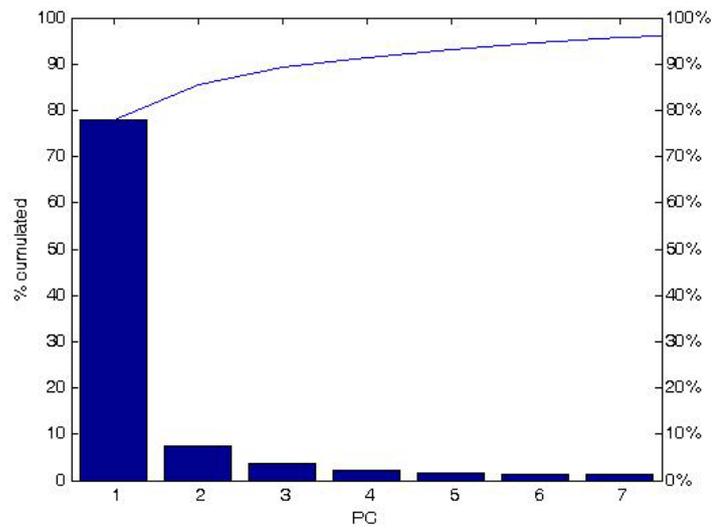


Figura 3.4.5: Diagramma di Pareto per individuare quali PC rappresentano il campione di dati.

La prima componente PC1 racchiude tutti i risultati provenienti dai modelli fuzzy e neuro-fuzzy ad eccezione dei risultati provenienti dai modelli fuzzy con funzione di appartenenza Gbell e Gauss e metodo di defuzzificazione Lom (Tab. 3.4.3). Questo evidenzia che l'analisi del rischio condotta con i due modelli restituisce dei risultati confrontabili.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
Gauss2 Centroid	<b>0.914199</b>	0.040362	7.37E-05	0.010586	0.001351	2.12E-05	0.013428
Triangolare Centroid	<b>0.819357</b>	0.00504	0.022262	0.044581	0.010609	0.027134	0.007523
Trapezoidale Centroid	<b>0.931338</b>	0.011865	0.001388	0.014852	0.008332	0.000415	0.012932
Gbell Centroid	<b>0.830692</b>	0.092413	0.004787	0.000314	0.020962	0.009629	0.000119
Gauss Centroid	<b>0.81214</b>	0.077216	0.014903	0.038825	0.003294	0.002262	0.000176
Disig Centroid	<b>0.770854</b>	0.081994	0.104628	0.001879	0.023989	0.001363	0.000827
Psig Centroid	<b>0.860789</b>	0.054611	0.045756	0.011328	0.000386	0.001276	0.000747
Pi Centroid	<b>0.898671</b>	0.058042	0.000226	0.00376	0.000139	0.001798	0.00993
Gauss2 Bisector	<b>0.825313</b>	0.000501	0.0015	0.006657	0.052955	0.025196	0.019795
Triangolare Bisector	<b>0.826407</b>	0.005811	0.019615	0.04055	0.011534	0.031095	0.006918
Trapezoidale Bisector	<b>0.907304</b>	0.060362	0.000487	0.00186	2.53E-05	0.002231	0.011327
Gbell Bisector	<b>0.833387</b>	0.06566	0.024479	0.000666	0.050932	0.005713	0.000464
Gauss Bisector	<b>0.868933</b>	0.085709	1.46E-05	0.017397	0.001385	0.000102	0.002896
Disig Bisector	<b>0.808888</b>	0.072646	0.094833	0.000434	0.010351	0.001281	3.68E-05
Psig Bisector	<b>0.730737</b>	0.052382	0.007111	0.006102	0.002362	0.00187	0.0633
Pi Bisector	<b>0.839795</b>	0.120665	0.001347	0.000851	0.005239	0.005202	0.007096
Gauss2 Mom	<b>0.872917</b>	0.018025	0.010947	0.024116	0.016615	0.000936	0.030096
Triangolare Mom	<b>0.824319</b>	8.77E-06	0.008434	0.04767	0.026134	0.032637	0.000389
Trapezoidale Mom	<b>0.7566</b>	0.20506	0.006291	1.66E-06	0.012574	0.006436	0.000743

*Capitolo 3: Applicazione dei modelli di valutazione del rischio ambientale ad alcuni acquiferi della Regione Basilicata (Italia Meridionale)*

<b>Gbell Mom</b>	<b>0.833387</b>	0.06566	0.024479	0.000666	0.050932	0.005713	0.000464
<b>Gauss Mom</b>	<b>0.699544</b>	0.001298	0.005768	0.103176	0.000577	0.025846	0.064234
<b>Disig Mom</b>	<b>0.852279</b>	0.030878	0.021434	0.03806	0.013921	0.012514	0.006355
<b>Psig Mom</b>	<b>0.875066</b>	0.043638	0.024364	0.030845	0.009268	0.003974	0.000302
<b>Pi Mom</b>	<b>0.7566</b>	0.20506	0.006291	1.66E-06	0.012574	0.006436	0.000743
<b>Gauss2 Lom</b>	<b>0.854504</b>	0.006998	0.009464	0.041838	0.017881	0.001242	0.049682
<b>Triangolare Lom</b>	<b>0.846731</b>	0.001491	0.009143	0.042215	0.022014	0.001065	0.061168
<b>Trapezoidale Lom</b>	<b>0.7566</b>	0.20506	0.006291	1.66E-06	0.012574	0.006436	0.000743
<b>Gbell Lom</b>	0.221066	<b>0.312631</b>	0.223683	0.0417	0.005237	0.066138	0.000329
<b>Gauss Lom</b>	0.154575	<b>0.326346</b>	0.360797	0.038192	2.8E-06	0.005517	0.005115
<b>Disig Lom</b>	<b>0.86272</b>	0.02786	0.022372	0.030756	0.00815	0.014116	0.008638
<b>Pi Lom</b>	<b>0.80015</b>	0.148767	0.004492	0.000505	0.015795	0.00566	0.000161
<b>Gauss2 Som</b>	<b>0.820448</b>	0.004362	0.031819	0.012663	0.053047	0.000163	0.022191
<b>Triangolare Som</b>	<b>0.733922</b>	0.003063	0.051404	0.076029	0.065997	0.000117	0.035491
<b>Trapezoidale Som</b>	<b>0.678015</b>	0.165608	0.045085	0.002189	0.020167	0.02988	2.32E-06
<b>Gbell Som</b>	<b>0.741537</b>	0.010211	0.032886	0.050858	0.018816	0.109157	0.003958
<b>Gauss Som</b>	<b>0.764141</b>	0.009529	0.057604	0.07736	0.000494	0.032918	0.011869
<b>Psig Som</b>	<b>0.817476</b>	0.045929	0.065108	0.002834	0.015411	0.006785	1.25E-05
<b>Pi Som</b>	<b>0.657621</b>	0.155572	0.041784	0.005856	0.037171	0.032366	0.00061
<b>GbellNeuro-fuzzy</b>	<b>0.039344</b>	0.000288	0.000404	0.001839	0.00022	7.76E-07	0.000222
<b>GbellNeuro-fuzzy</b>	<b>0.039344</b>	0.000288	0.000404	0.001839	0.00022	7.76E-07	0.000222
<b>GaussNeuro-fuzzy</b>	<b>0.036275</b>	5.13E-06	0.000257	0.003015	0.000938	3.17E-06	6.74E-06
<b>Gauss2Neuro-fuzzy</b>	<b>0.032567</b>	4.6E-06	0.0015	0.001884	2.09E-05	0.000511	0.000202
<b>TrapezNeuro-fuzzy</b>	<b>0.040486</b>	0.000294	9.19E-05	8.85E-05	0.000475	1.31E-07	5.07E-06
<b>PiNeuro-fuzzy</b>	<b>0.034119</b>	0.000167	0.002509	0.002106	0.000513	6.75E-05	0.000119
<b>DisigNeuro-fuzzy</b>	<b>0.033496</b>	2.4E-05	0.00074	0.001511	5.87E-05	0.000233	3.24E-06
<b>PisigNeuro-fuzzy</b>	<b>0.039668</b>	0.000287	4.91E-05	0.000942	3.66E-05	0.000164	0.000114

**Tabella 3.4.3: Matrice dei loading per i risultati in termini di indice di rischio ambientale uscente dai modelli fuzzy e neuro-fuzzy.**

I due schemi che nella analisi a componenti principali si discostano dalla maggior parte degli schemi, forniscono lo stesso risultato dall'analisi di correlazione ovvero le simulazioni in cui compaiono le funzioni di appartenenza Gbell, Gauss e il metodo di defuzzificazione Lom risultano altamente scorrelati.

### **3.4.2. Conclusioni del confronto tra il modello fuzzy e il modello neuro-fuzzy**

Gli approcci fuzzy e neuro-fuzzy utilizzati per la realizzazione dei modelli di valutazione del rischio ambientale si sono dimostrati dei metodi veloci, efficaci ed economici ed al tempo stesso utili supporti alle decisioni. Il modello neuro-fuzzy è più rapido nell'applicazione in quanto attraverso il training data è in grado di generare le regole fuzzy, le quali hanno una particolare complessità e aumentano al crescere del numero di parametri assegnati al modello.

Inoltre, l'integrazione dell'analisi di sensitività nei due modelli è un elemento positivo perché è in grado di mitigare i problemi legati alla soggettività ed all'arbitrarietà delle valutazioni basate su approcci fuzzy normalmente presenti in letteratura, in particolare, per quanto riguarda la scelta delle funzioni di appartenenza. Lo studio proposto, infatti, evidenzia come variando la scelta delle funzioni di appartenenza è possibile ottenere risultati molto diversi se non addirittura contraddittori. Il confronto tra i due modelli evidenzia delle differenze sostanziali tra i risultati in termini di classi e piccole variazioni dei dati di output numerici. Difatti la valutazione dell'indice di rischio anche attraverso l'analisi alle componenti principali ha evidenziato che i risultati uscenti dalle varie simulazioni hanno risultati confrontabili. Quindi, le sostanziali differenze che emergono nella classifica definitiva implicano in ogni caso un metodo di divisioni in classi di rischio più appropriato.

In definitiva, dallo studio presentato è emerso che un modello può essere sostitutivo dell'altro con l'eccezione del modello neuro-fuzzy che è applicabile rapidamente qualora si hanno dati a disposizione per l'addestramento della rete neuro-fuzzy.

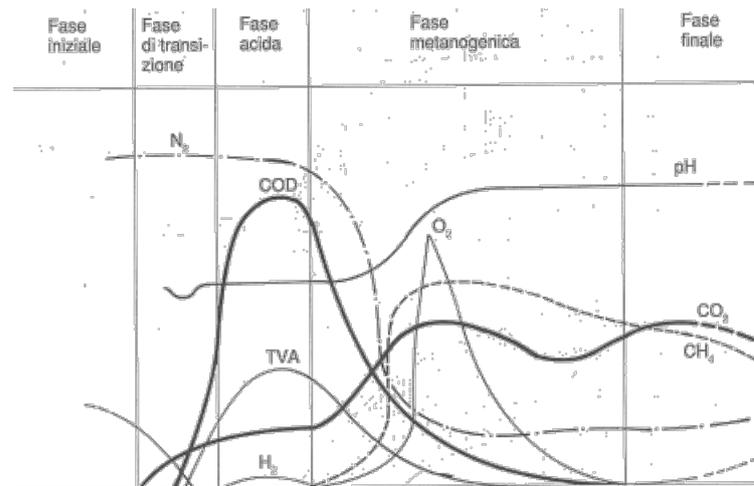
## **CAPITOLO 4: STRUMENTO DI MITIGAZIONE DEL RISCHIO CONNESSO ALLE DISCARICHE DI RIFIUTI SOLIDI**

Il tipo di rifiuti che arriva in una discarica, ed in particolar modo la composizione merceologica e la modalità di gestione dei rifiuti, potrebbero rappresentare un elemento di elevato rischio per l'inquinamento delle acque sotterranee. E' quindi necessario conoscere e definire sia il tipo e la composizione chimica dei rifiuti che raggiungono gli impianti di smaltimento sia i processi che avvengono all'interno della discarica. Questi due requisiti sono stati portati in conto nei modelli qualitativi fuzzy e neuro-fuzzy per la valutazione del rischio ambientale connesso alla presenza di rifiuti solidi. In particolare, tra i parametri sono stati considerati la tipologia di rifiuto smaltito in discarica e la copertura e l'attività delle discariche. Queste ultime due vogliono rappresentare le condizioni delle discariche e di conseguenza quali processi chimici (aerobici ed anaerobici) possono interessare il sito investigato.

Un elemento delle discariche che mette in particolare pericolo gli acquiferi è il percolato. La quantità del percolato prodotta in una discarica di Rifiuti Solidi Urbani è legata all'accumulo dei rifiuti mentre la qualità è strettamente legata:

- alla composizione merceologica dei rifiuti, ai processi biologici e chimico-fisici che avvengono subito dopo lo stoccaggio, per la presenza di materiali chimicamente reattivi;
- al grado di umidità originaria dei rifiuti;
- alle caratteristiche qualitative e quantitative dell'acqua in ingresso ed alla modalità di gestione dell'impianto.

Il tipo del percolato prodotto dal corpo di una discarica è fortemente influenzato dal tempo trascorso dalla messa a dimora dei rifiuti. Infatti, sulla base del livello della biodegradazione in atto, possiamo distinguere una fase acida e una fase metanogenica (Fig. 4.1).



**Figura 4.1: La composizione chimica del percolato nelle varie fasi di degradazione dei rifiuti solidi urbani .**

La prima fase è rappresentativa dei percolati prodotti da discariche “giovani” (in genere meno di 10 anni) ed è caratterizzata da elevati valori di COD) e BOD5 dalla presenza di acidi volatili liberi come l’acetico, il propinico e il valerico. In questa fase, valori del rapporto BOD<sub>5</sub>/COD superiori a 0.5 indicano la presenza di un elevato grado di biodegradazione.

Nella fase successiva però, quando si verifica un’attenuazione dei processi di biodegradazione, abbiamo una notevole diminuzione del rapporto BOD<sub>5</sub>/COD che si mantiene su valori inferiori a 0.2. In questa fase, il valore del COD diminuisce più lentamente a causa della persistenza dei materiali organici non biodegradabili.

Le discariche moderne adottano diverse strategie tecniche per impedire, o comunque per limitare, la migrazione del biogas e del percolato attraverso i confini dell’impianto. Ciò nonostante, potrebbero verificarsi incidenti tali da produrre la fuoriuscita di tali elementi inquinanti, ma negli ultimi anni sono state sviluppate ed applicate metodologie innovative per il trattamento dei rifiuti in modo da ridurre eventuali effetti negativi che si potrebbero verificare. Difatti, in quest’ultima fase dell’attività di ricerca sarà evidenziata una tecnologia innovativa ed economica per mitigare il rischio di inquinamento ambientale dovuto alle discariche di rifiuti solidi.

#### 4.1. CAPPING PER DISCARICHE DI RIFIUTI SOLIDI

Il secondo obiettivo dell'attività di ricerca riguarda l'individuazione di strumenti innovativi per ridurre il rischio ambientale. Dall'analisi della letteratura è emerso che al fine di accelerare la degradazione dei rifiuti è necessario avere un certo grado di umidità, per cui si è optato per la realizzazione di un pacchetto di copertura che assolve questa funzione (Paragrafo 1.4).

Generalmente nella costruzione delle discariche al fine di proteggere l'ambiente si utilizza un "Sistema multibarriera", dove varie barriere impermeabili preservano la contaminazione del suolo e sottosuolo dalle infiltrazioni di percolato della discarica; gli elementi fondamentali di questo sistema sono l'impermeabilizzazione della base e della superficie della discarica. La realizzazione di una discarica prevede la costruzione di una "barriera di fondo" e di una "barriera superficiale", per evitare l'infiltrazione dei principali prodotti inquinanti: percolato e biogas.

La "barriera superficiale" è solitamente costituita da un pacchetto di copertura (Fig.4.1.1) allo scopo di:

- Ridurre l'infiltrazione dell'acqua di pioggia che contribuisce alla produzione di percolato;
- Evitare le perdite di biogas in atmosfera;
- Limitare i fenomeni di erosione dei pendii della discarica;
- Consentire le corrette attività di captazione del biogas e di raccolta del percolato;
- Favorire la piantumazione e la sistemazione a verde dell'area.

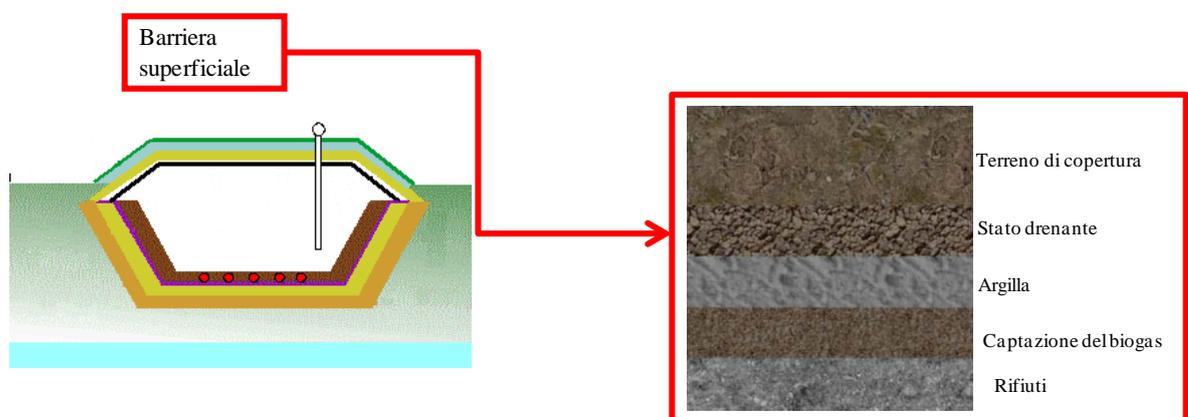


Figura 4.1.1: Pacchetto stratigrafico di copertura di una discarica di rifiuti solidi (D.Lgs. 36/2003).

Noto che tale impermeabilizzazione non risulta molto vantaggiosa (Paragrafo 1.4.) perché riduce le infiltrazioni di acqua ma inibisce i processi di degradazione, si è ricercata una strategia idonea a facilitare la degradazione dei rifiuti. Infatti, guardando alla letteratura si è visto che nella maggior parte dei casi si preferisce il ricircolo di percolato o di acqua oppure un sistema aerobico in cui viene insufflata dell'aria. Questi sistemi, come mostrato da studi sperimentali, sono molto attendibili, ma i costi da sostenere nell'insufflazione dell'aria e il ricircolo dell'acqua sono molto onerosi. L'alternativa del ricircolo del percolato non è consentito dalla normativa italiana (D.Lgs 36/2003) ed inoltre è esplicitamente definito che il battente di percolato deve essere necessariamente minimo: *“In relazione alle condizioni meteorologiche devono essere prese misure adeguate per: limitare la quantità di acqua di origine meteorica che penetra nel corpo della discarica; impedire che le acque superficiali e sotterranee entrino nel corpo della discarica. Deve essere inoltre previsto, ove ritenuto necessario dall'autorità competente, un sistema di raccolta delle acque di percolazione. La gestione di detto sistema deve minimizzare il battente idraulico di percolato sul fondo della discarica al minimo compatibile con i sistemi di sollevamento e di estrazione. Il percolato raccolto deve essere avviato ad idoneo impianto di trattamento al fine di garantire lo scarico nel rispetto dei limiti previsti dalla normativa vigente in materia”* (Criteri costruttivi e gestionali degli impianti di discarica, 1.3. Controllo delle acque, D.Lgs. 36/2003).

Quindi, a tali propositi, si propone una stratigrafia di copertura efficiente e poco costosa, basata sull'utilizzo di un materiale innovativo, che acceleri le reazioni di stabilizzazione e minimizzi il rischio connesso alla produzione di percolato.

#### **4.1.1. Progettazione di un sistema innovativo per ricoprimento discariche**

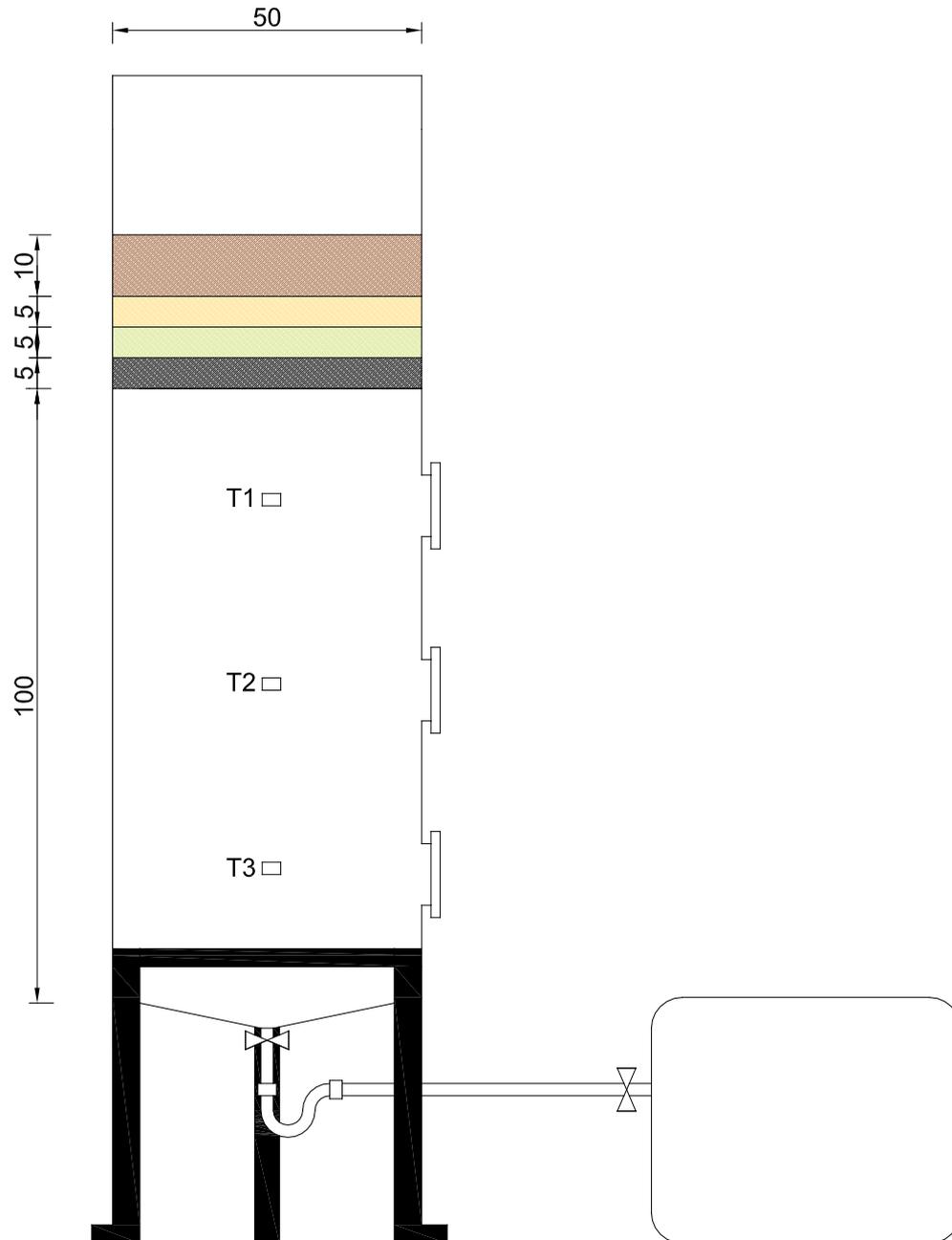
In particolare, si è progettato un sistema di copertura costituito da materiale naturale o di scarto. Il sistema è identico a quello dettato al punto 1.2.3 dei Criteri costruttivi e gestionali degli impianti di discarica del D.lgs. 36/2003 con delle sostituzioni di materiale nel pacchetto stratigrafico do coperture delle discariche. In particolare lo studio in esame ha due tesi di fondo:

- una prima tesi in cui si sostituisce allo strato minerale superiore compattato uno strato di uguale spessore di fanghi di potabilizzazione;
- una seconda tesi in cui oltre alla suddetta sostituzione si ipotizza di utilizzare come strato di ricoprimento finale un terreno ammendato con una miscela costituita da compost grigio proveniente da biostabilizzazione e fanghi di potabilizzazione.

Le ipotesi appena elencate, devono essere testate, per cui è stata progettata una prova sperimentale, in cui saranno utilizzati 3 lisimetri di acciaio (Fig. 4.1.2) di diametro 0.50 m e altezza 1.50 m al cui interno saranno posizionati i rifiuti solidi urbani compattati e ricoperti con i pacchetti di copertura ipotizzati nelle due tesi iniziali.

Ciascun lisimetro nella parte inferiore disporrà di un sistema di raccolta del percolato per poter eseguire su di esso delle analisi chimiche di laboratorio. Lungo l'altezza di ogni reattore sono state progettate delle aperture chiuse ermeticamente per effettuare il prelievo periodico del rifiuto.

Per il monitoraggio, durante la fase di biodegradazione dei rifiuti, della temperatura del cumulo di rifiuti presente in ogni reattore saranno installati tre sensori di temperatura lungo l'altezza del lisimetro ( $T_1$ ,  $T_2$ ,  $T_3$ , Fig. 4.1.2) collegati ad una centralina di acquisizione in continuo. Inoltre per una correlazione tra la temperatura interna al lisimetro ed esterna è stato necessario predisporre un misuratore di temperatura atmosferica.



**Figura 4.1.2: Reattore sperimentale (lisimetro) progettato.**

La sperimentazione sarà eseguita su tre reattori nonostante le tesi sono solo due perché il terzo servirà da riscontro con la pratica attuale, per cui avrà la stessa stratigrafia di copertura dettata dalla normativa (Fig. 4.1).

Quindi le tesi sperimentali sono due, una riguarda la semplice sostituzione dello strato argilloso con il fango di potabilizzazione (Fig. 4.1.3) e l'altra oltre a questa sostituzione

prevede l'aggiunta di compost grigio e fanghi di potabilizzazione al terreno di copertura (Fig. 4.1.4).



Figura 4.1.3: Tesi sperimentale 1: Sostituzione dello strato minerale compatto con fanghi di potabilizzazione.



Figura 4.1.4: Tesi sperimentale 2: Sostituzione dello strato minerale compatto con fanghi di potabilizzazione e aggiunta di compost grigio e fanghi di potabilizzazione al terreno di copertura.

## 4.2. MATERIALI INNOVATIVI NELLA COPERTURA DELLE DISCARICA

I materiali impiegati nella presente attività di ricerca possono essere inquadrati come scarti di lavorazione. Difatti la potabilizzazione delle acque produce un suo scarto rappresentato dai fanghi di potabilizzazione, i quali dopo essere stati disidratati vengono smaltiti in discarica. La questione del compost grigio, invece, risulta differente, in quanto si tratta del risultato di un processo biomeccanico atto a velocizzare la degradazione dei rifiuti. In ogni caso, i due materiali troveranno la loro “tomba” in una discarica. Questo risulta di certo un fattore negativo in un periodo di emergenza rifiuti, quindi si dovrebbero individuare delle tecniche per ridurre l’apporto di rifiuti in discarica. Una prima strategia attuata grazie alle politiche economiche-ambientali è legata alla raccolta differenziata, quindi al riciclaggio e al riutilizzo. In questo caso la situazione appare particolare, infatti come alternativa valida può essere quella proposta in questo progetto di ricerca, ovvero utilizzare questi materiali che “inutilmente”

occupano volume in discarica come ricoprimento delle stesse, in modo da avere anche un risparmio economico oltre che in termini di volumetrie.

#### **4.2.1. I fanghi di potabilizzazione**

L'acqua proveniente dagli invasi, al contrario di quella di sorgente, necessita di un processo di potabilizzazione che modificando le caratteristiche chimico-fisiche delle acque accumulate rendendole idonee al consumo umano. Le sostanze contenute nelle acque sono estremamente variabili per tipo e quantità in funzione della loro provenienza, possono essere classificate nei seguenti gruppi:

- solidi sospesi;
- colloidi;
- sospesi organici;
- sospesi inorganici;
- solidi disciolti;
- sostanze inorganiche;
- sostanze organiche;
- forme viventi (tra cui microrganismi);
- gas disciolti.

Il processo di potabilizzazione dell'acqua dal punto di vista funzionale è rappresentato dal seguente ciclo tecnologico (Fig. 4.2.1):

- Fase di accumulo e di sedimentazione, in cui l'acqua grezza viene stoccata presso l'impianto di potabilizzazione in un bacino di accumulo.
- Fase di pre-disinfezione, durante la quale l'acqua subisce una pre-clorazione con biossido di cloro con l'obiettivo di rimuovere in una fase iniziale parte degli inquinanti ottenendo, nel frattempo, una pre-disinfezione.
- Fase di chiariflocculazione: durante questa fase si ha la rimozione di sostanze solide in sospensione, tipo argille, colloidi e sabbie.
- Fase di filtrazione rapida, cioè l'acqua, ormai priva di ogni sostanza inquinante, è filtrata su filtri rapidi monostrato, costituiti da sabbia.
- Fase di post-clorazione, ovvero l'acqua filtrata è raccolta in una vasca di accumulo. Subisce la post-clorazione con ipoclorito di sodio ed è immessa in un

serbatoio di raccolta prima di essere erogata alla distribuzione della grande utenza.

I fanghi che derivano dal processo di chiariflocculazione sono prodotti in quantità considerevoli e sono caratterizzati, mediamente, da una concentrazione di solidi inferiore al 10%. A valle dell'ispessimento, il trattamento di disidratazione rende il fango con una concentrazione di solidi a valori compresi tra il 20 e il 30% .

I fanghi di potabilizzazione utilizzati nell'attività di ricerca sono provenienti dal potabilizzatore di Potenza (Masseria Romaniello) che tratta le acque provenienti dall'invaso della Camastra, il quale si apre nella vallata tra Trivigno, Anzi, Laurenzana e Albano di Lucania, in località Ponte Fontanelle, ed è uno sbarramento artificiale del torrente Camastra, affluente del fiume Basento.

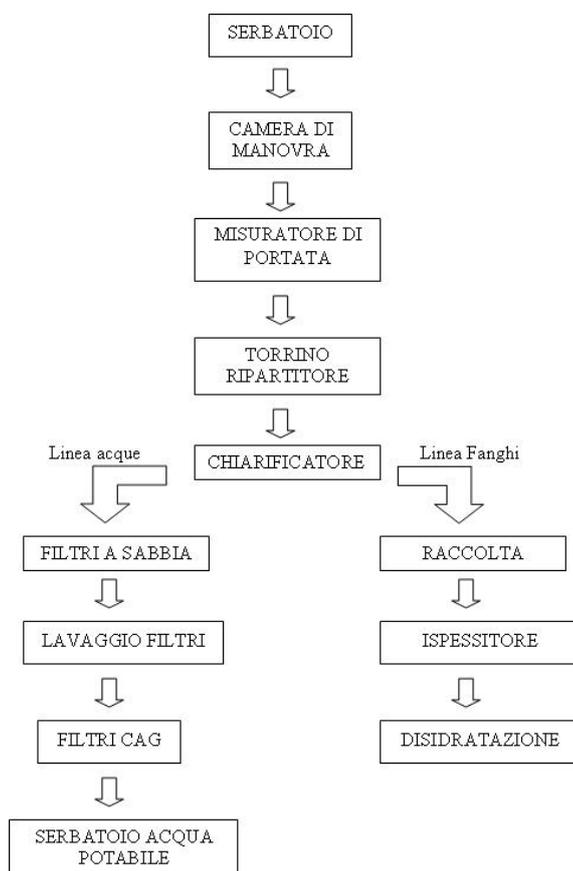


Figura 4.2.1: Schema funzionale del processo di potabilizzazione delle acque.

#### **4.2.1.1. L'impianto di potabilizzazione di Potenza da cui provengono i fanghi di potabilizzazioni utilizzati nell'attività di ricerca**

L'impianto di potabilizzazione di Masseria Romaniello (Fig. 4.2.1.1) tratta le acque provenienti dall'invaso del Camastra e ha una capacità di 1050 l/s. Quest'invaso artificiale, che sottende un bacino imbrifero di 350 Km<sup>2</sup>, ha una profondità di 54 metri ed è posto ad una quota di fondo alveo paria a 495.00 m s.l.m., ha una capacità utile di progetto di circa 32 milioni di m<sup>3</sup> di acqua, ma a causa della tipologia del bacino, in cui è molto forte il fenomeno dell'interrimento, la sua capacità utile si è ridotta a 22 milioni di m<sup>3</sup>. La diga è stata costruita tra il 1962 e il 1970, realizzata in terra, zonata, con nucleo centrale impermeabile.

L'impianto è stato realizzato dall'Ente Autonomo per l'Acquedotto Pugliese in due lotti, il primo costruito tra il 1983 e il 1986 entrato in funzione nel 1986, il secondo invece tra il 1989 e il 1991 entrato in esercizio proprio nel 1991. L'acqua prelevata dall'invaso del Camastra, sollevata e potabilizzata, va ad integrare le disponibilità idriche a servizio di Potenza e di altri 20 comuni limitrofi.



**Figura 4.2.1.1: Impianto di potabilizzazione di Masseria Romaniello.**

Il ciclo tecnologico dell'impianto in questione si compone delle seguenti fasi:

- pre-ossidazione;
- chiariflocculazione;
- filtrazione;
- disinfezione finale;

- trattamento fanghi.

L'acqua proveniente dalla vasca di accumulo, prima di confluire nel torrino di ripartizione, subisce un trattamento di correzione del pH mediante l'insufflaggio di CO<sub>2</sub>. La regolazione del pH è importante per l'influenza che questo parametro ha nei confronti della coagulazione e della solubilità degli ioni.

Nel torrino ripartitore (Fig. 4.2.1.2) l'acqua viene disinfettata con biossido di cloro (ClO<sub>2</sub>), che ossida le sostanze organiche ed i microrganismi per evitare che proliferino nelle altre unità dell'impianto. Il torrino è detto "di ripartizione" perché è dotato di tre paratoie che dividono il flusso di acqua in entrata in tre parti, ognuna delle quali destinata ad un chiariflocculatore della capienza massima di 2700 m<sup>3</sup> d'acqua. Per aumentarne la flocculazione, in corrispondenza dei setti distributori del torrino avviene il dosaggio del flocculante primario: il policloruro di alluminio, un agente coagulante utile a destabilizzare i colloidali, responsabili della torbidità.



**Figura 4.2.1.2: Torrino di ripartizione.**

Dal torrino di ripartizione l'acqua giunge al chiariflocculatore dove avvengono tre processi distinti: coagulazione, flocculazione e sedimentazione o chiarificazione.

La chiariflocculazione ha la finalità di rimuovere le particelle colloidali (di dimensioni inferiori a 1 µm) dotate per lo più di carica negativa che ne impedisce l'agglomerazione.

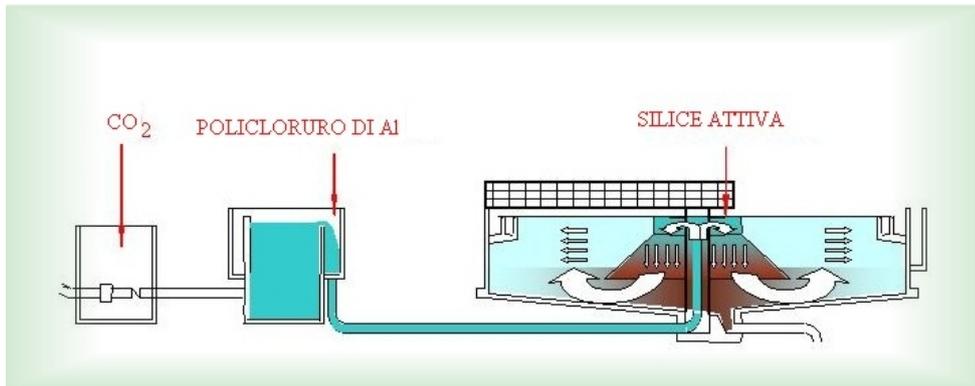


Figura 2. 2: Processo di chiari flocculazione.

Nella prima fase avviene la destabilizzazione della sospensione colloidale favorita dalla elevata turbolenza che permette il contatto reagente-colloidi. Nella fase successiva le particelle destabilizzate si aggregano formando fiocchi di fango; questo processo richiede una prima zona, ad elevata turbolenza per la collisione tra particelle che iniziano ad addensarsi, ed anche una seconda zona a bassa turbolenza, per l'accrescimento dei fiocchi. Nella fase di sedimentazione, detta anche chiarificazione, avviene la separazione per gravità dei fiocchi dall'acqua. Questo processo ha bisogno di condizioni laminari affinché il flusso dell'acqua non interferisca con le particelle in via di decantazione, e può avvenire in un unico o in distinti reattori.

La prima particolarità relativa ai tre chiarificocclulatori è che questi, a differenza della maggior parte degli impianti di potabilizzazione, si trovano in una struttura coperta (Fig. 4.2.1.3), al riparo dalla contaminazione di acque meteoriche e/o altri agenti atmosferici.



Figura 4.2.1.3: Struttura di copertura chiariflocculatori.

Inoltre, si tratta di chiariflocculatori “ a campana”, cioè dotati al centro di una campana di acciaio, all’interno della quale vi è la camera di reazione primaria. L’acqua perviene nella campana centrale, dove viene aggiunto come additivo di flocculazione la silice attiva che agevola la formazione dei fiocchi. Successivamente l’acqua attraversa la parte anulare di chiarificazione liberandosi dei fiocchi di fango e pressoché limpida sfiora dagli stramazzi periferici (Fig. 4.2.1.4).



**Figura 4.2.1.4: Chiariflocculatore a campana.**

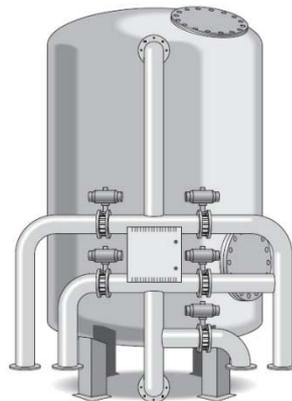
Questa fase di trattamento comporta la produzione di fanghi che vengono scaricati ad intervalli predeterminati, in base alla produzione, ed inviati all’impianto di trattamento dove vengono disidratati, previo condizionamento con polielettrolita.

In seguito, l’acqua in uscita dalla sezione di chiariflocculazione è successivamente sottoposta al trattamento di filtrazione su letti di sabbia, con la finalità di eliminare i solidi sospesi ancora presenti. L’efficienza delle apparecchiature usate nei processi di chiariflocculazione e di sedimentazione non è mai del 100%; ciò comporta che una certa quantità di solidi sarà ancora contenuta nell’acqua. Per questo motivo si esegue la filtrazione che elimina i solidi sospesi residui. Il processo di filtrazione consiste nel passaggio da parte dell’acqua attraverso un supporto poroso (sabbia quarzifera con granulometria assortita) che trattiene parte dei solidi (Fig. 4.2.1.5).



**Figura 4.2.1.5: Filtro a sabbia.**

I filtri a letti di sabbia sono soggetti ad intasamento da parte delle particelle rimosse, pertanto periodicamente i filtri vengono lavati in controcorrente con aria e acqua già potabilizzata. Una volta puliti, i filtri tornano ad essere riutilizzati per un numero finito di cicli, raggiunto il quale non possono essere più rigenerati, ma sostituiti del tutto. Dopo la filtrazione sui letti a sabbia, l'acqua subisce un affinamento di trattamento su letti a carbone attivo (Fig. 4.2.1.6), in cui il clorito viene ridotto a cloruro e vengono eliminati ulteriori elementi chimici indesiderati, quali, Trialometani (THMs) eventualmente presenti, cloroammine, solventi, olii, pesticidi e altre sostanze che provocano cattivi odori o sapori.



**Figura 4.2.1.6: Serbatoi filtri a Carbone Attivo Granulare (C.A.G).**

Dopo il trattamento con i filtri C.A.G., l'acqua viene clorata con ipoclorito di sodio ( $\text{NaOCl}$ ), direttamente nella condotta di adduzione ai serbatoi di accumulo dell'acqua potabile, con un dosaggio idoneo a garantire a tutta la rete di distribuzione un contenuto di cloro residuo di 0.2 mg/l.

I solidi sedimentati nel fondo dei chiariflocculatori, convogliati dai raschiatori nelle tubazioni di scarico, pervengono ad un pozzetto di raccolta da cui, previo condizionamento con polielettrolita, vengono estratti ed avviati all'unità di trattamento fanghi, costituita da due ispessitori a gravità (Fig. 4.2.1.8) e due nastri presse (Figura 4.2.1.9). Negli ispessitori a gravità avviene la decantazione, che incrementa la concentrazione dei solidi dallo 0.5% al 2-3% in peso. Infatti, di solito, i fanghi, hanno un tenore d'acqua pari all'incirca al 97-98%. Da qui, i fanghi vengono trasferiti alla stazione di disidratazione, dove vengono resi ancora più compatti dalle nastropresse. La nastropressa prevede le seguenti fasi: riempimento delle camere, pressione dei fanghi con pompe, apertura ed espulsione del pannello di fango formatosi. Infine, i pannelli di fango fin qui ottenuti, attraverso un nastro trasportatore, vengono raccolti in biocontainers che, una volta riempiti, vengono portati in discarica.

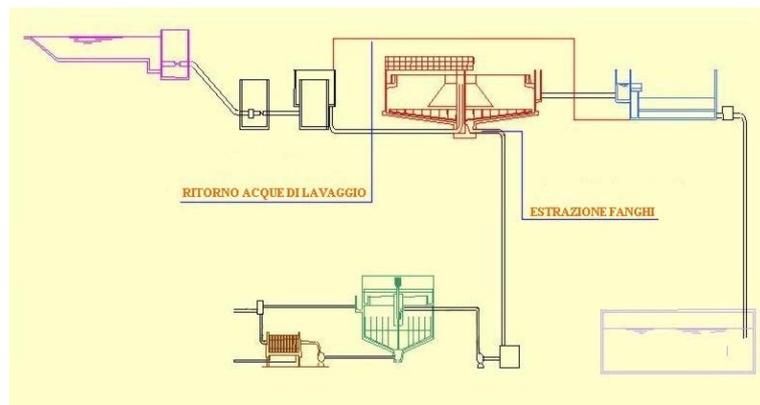


Figura 4.2.1.7: Schema processo trattamento fanghi.

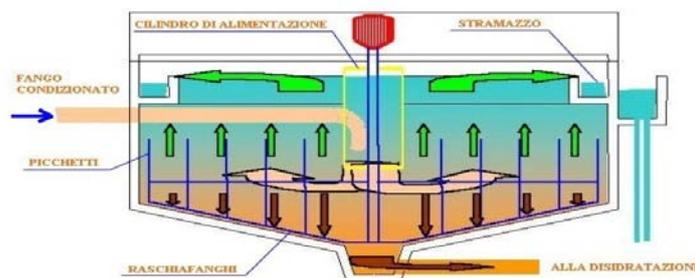


Figura 4.2.1.8: Schema ispessitore fanghi.

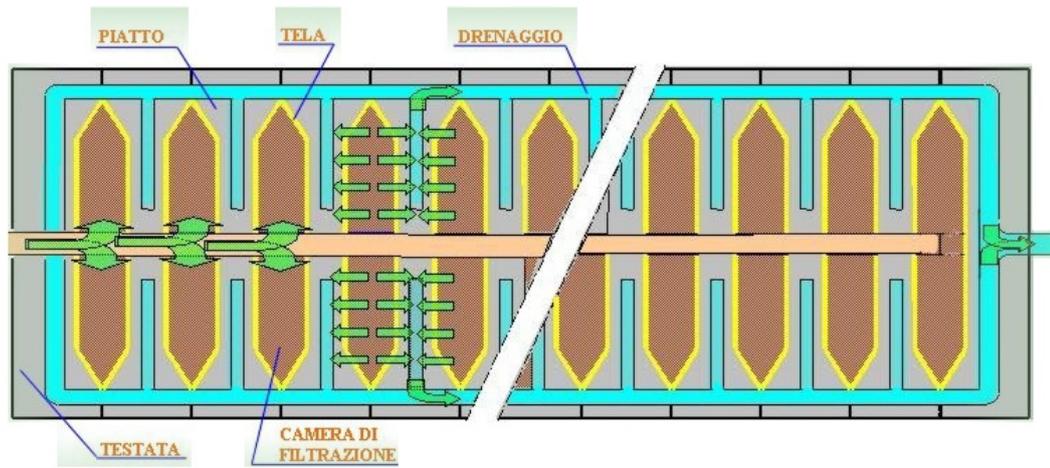


Figura 4.2.1.9: Schema nastro pressa.



Figura 4.2.1. 10: Foto dettagli nastro pressa.

#### **4.2.1.2. Analisi chimiche e fisiche dei fanghi di potabilizzazione**

Il fango di potabilizzazione in oggetto (Fig. 4.2.1.12) è stato sottoposto a diverse indagini di laboratorio per poterne accertare l' idoneità all'impiego per il progetto di ricerca.



**Figura 4.2.1.11: Fanghi di potabilizzazione provenienti dall' impianto di potabilizzazione di Potenza.**

Le analisi condotte sono sia di natura chimica sia fisica. Per quanto riguarda le analisi fisiche quella di maggiore rilievo è l'analisi granulometrica la quale ha permesso di definire le dimensioni delle particelle che compongono un campione di fango e di determinare le percentuali in peso delle varie frazioni che rientrano entro limiti prefissati.

In particolare, dall'analisi granulometrica è emerso che il materiale è un limo con argilla debolmente sabbioso (Fig. 4.2.1.12) quindi con una permeabilità leggermente più elevata rispetto alle argille come attendibile per poter procedere alla prova sperimentale.

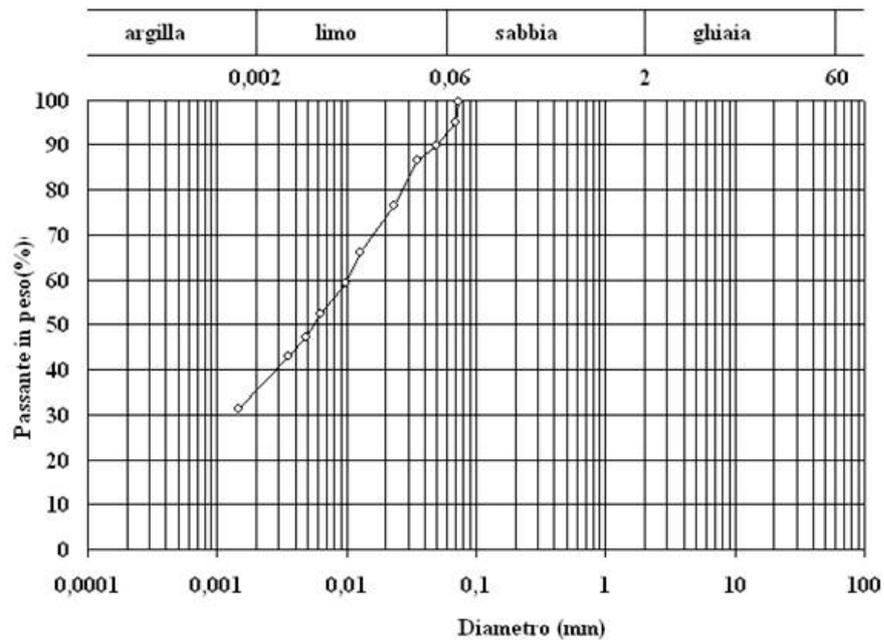


Figura 4.2.1.12: Curva granulometrica del fango di potabilizzazione.

Il campione di fango di potabilizzazione in questione, è stato sottoposto a test di cessione con acido acetico 0.5 M e mineralizzazione per determinare le concentrazioni di metalli pesanti.

Il test di cessione con acido acetico 0.5 Molare è stato svolto per valutare il comportamento del materiale, all'azione lisciviante di acque meteoriche e di percolati da discariche.

Per procedere al test di cessione, il fango viene sottoposto ad alcune procedure preliminari. Innanzitutto il fango è stato separato dalla eventuale frazione liquida, essiccando il campione in stufa a temperatura costante, pari a 105°C fino al raggiungimento di peso costante. Dopo l'essiccazione, il campione di fango è stato pestato per rendere fine la granulometria. Poi, si è proceduto con la fase di cessione: il campione è stato diluito, in apposito contenitore, con acqua distillata con rapporto 16:1 (la quantità dell'acqua deve essere 16 volte maggiore del peso del secco). Il contatto fra fango e acqua distillata deve avvenire tramite agitazione sufficiente a favorire il contatto fra la fase liquida estraente e la fase solida dispersa, per 24 ore consecutive. Il pH viene di volta in volta corretto con l'aggiunta di acido acetico 0.5 Molare affinché non superi mai il valore di 5.7.

Terminata la fase di agitazione del campione in acqua distillata e acido acetico si procede alla filtrazione sottovuoto con filtri a 0.50  $\mu\text{m}$  in modo da ottenere degli estratti abbastanza puri per essere sottoposti all'analisi con spettrometria di massa con plasma induttivamente accoppiato (ICP-MS). I risultati dell'analisi sono mostrati nella tabella 4.2.1.1 e sono stati confrontati con i riferimenti normativi del D. Lgs. 152/2006, Parte IV, Titolo V, Allegato 5.



Figura 4.2.1.13: Fase di filtrazione dell'eluato prodotto dal test di cessione.

Specie	valore mg/l
Al	9.81
Cd	0.02
Ni	-
Mo	-
Cr	-
Cu	-
Zn	0.0009
Se	-
Pb	-

Tabella 4.2.1.1: Risultati del test di cessione con acido acetico.

Specie	Unità di misura	Tabella 3	Tabella 4.
Cd	mg/l	0.02	n.c.
Cr	mg/l	2	1
Ni	mg/l	2	0.2
Cu	mg/l	0.1	0.2
Pb	mg/l	0.2	0.1

Tabella 4.2.1.2: Valori limiti di emissione in acque superficiali (Tabella 3, D. Lgs. 152/2006, Parte III, Allegato 5, Punto 4); Limiti di emissione per le acque reflue urbane ed industriali che recapitano sul suolo (Tabella 4, D. Lgs. 152/2006, Parte III, Allegato 5, Punto 4).

Per la determinazione dei metalli totali si è fatto riferimento alle tecniche riportate nel manuale ANPA 3/2001 in cui si descrive la metodica dell'attacco acido del secco.

La prima fase di preparazione del campione di fanghi di potabilizzazione per eseguire l'analisi dei metalli pesanti consiste nell'essiccare una certa quantità di fanghi nella stufa con temperatura costante a 105°C.

Trascorse le 24 ore, il materiale va pestato fino a ridurlo ad una granulometria inferiore a 0.2 mm.

In seguito si inserisce in un apposito contenitore per la digestione a microonde una quantità pari a 0.500-1.000 g di materiale essiccato e macinato a cui vengono aggiunti 3 ml di perossido di idrogeno e 10 ml di acido nitrico  $\text{HNO}_3$  concentrato. Dopo aver chiuso ermeticamente il recipiente contenente la soluzione e agitata la stessa viene introdotta nell'apposito carosello e successivamente sistemata in forno a microonde con scelta del ciclo di digestione. La soluzione dopo aver terminato la digestione viene raffreddata, filtrata e portata a volume pari a 100 ml con acqua deionizzata per poi essere utilizzata per la misura dell'assorbimento atomico. Per quanto riguarda l'analisi sulla fase liquida ottenuta dall'attacco acido dei fanghi si sono eseguite le misure di concentrazioni di metalli pesanti totali con l'ICP ottenendo i valori mostrati nella tabella 4.2.1.1 e confrontati con i limiti del D.Lgs 152/2006 (Tab. 4.2.1.4).

<b>Specie</b>	<b>Valore mg/Kg</b>
<b>Al</b>	94746.33
<b>Cd</b>	151.66
<b>Ni</b>	-
<b>Mo</b>	-
<b>Cr</b>	-
<b>Cu</b>	-
<b>Zn</b>	19.81
<b>Se</b>	-
<b>Pb</b>	-

**Tabella 4.2.1.3: Concentrazioni di metalli totali.**

Specie	Unità di misura	Siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale	Siti ad uso commerciale e industriale
Al	mg/kg s.s.	n.c.	n.c.
As	mg/kg s.s.	20	50
Cd	mg/kg s.s.	2	15
Co	mg/kg s.s.	20	250
Cr	mg/kg s.s.	150	800
Cu	mg/kg s.s.	120	600
Mn	mg/kg s.s.	n.c.	n.c.
Ni	mg/kg s.s.	120	500
Pb	mg/kg s.s.	100	1000
Se	mg/kg s.s.	3	15
Zn	mg/kg s.s.	150	1500

Tabella 4.2.1.4: Concentrazione soglia di contaminazione nel suolo, nel sottosuolo e nelle acque sotterranee in relazione alla specifica destinazione d'uso dei siti (D.Lgs 152/2006).

I fanghi, sottoposti alle due prove descritte: test di cessione e attacco acido, hanno mostrato concentrazioni di metalli che rientrano nei limiti di normativa. Si può così ipotizzare che tale materiale, se impiegato come ricoprimento di una discarica, rilasci basse quantità di metalli pesanti, dato che risultano soddisfacenti sia i parametri della fase liquida derivante dal test di cessione, che descrive il comportamento sotto lisciviazione delle acque meteoriche e di percolati, sia i parametri della fase liquida derivante dall'attacco acido.

#### 4.2.2. Compost grigio (frazione organica stabilizzata matura)

La frazione organica rappresenta in peso la componente prevalente dei rifiuti urbani, nonché la più problematica da dover gestire, per gli impatti ambientali che essa genera. Gli impianti di trattamento meccanico-biologico consentono di trattare tale frazione al fine di riciclarla sotto forma di fertilizzanti organici oppure di stabilizzarla allo scopo di ridurre gli impatti che si possono generare dal suo conferimento definitivo in discarica. Si delineano quindi due linee operative complementari che originano due distinti flussi di materiale organico:

- compostaggio di frazioni organiche di qualità e biomasse separate a monte tramite raccolta differenziata, o rifiuti organici originati da specifiche attività produttive o di recupero che consentono di ottenere un flusso omogeneo e ben caratterizzabile analiticamente e merceologicamente;

- trattamento meccanico-biologico di rifiuti indifferenziati con contenuto variabile di sostanze organiche, o frazioni organiche non di qualità derivanti dal trattamento meccanico di rifiuti indifferenziati o di frazioni organiche selezionate, ma con carico di elementi pericolosi relativamente elevato (es. alcuni fanghi civili).

Il trattamento meccanico biologico si compone di due:

- il trattamento meccanico (pre e/o post trattamento del rifiuto) il rifiuto viene vagliato per separare le diverse frazioni merceologiche e/o condizionato per raggiungere gli obiettivi processistici o le performances di prodotto;
- il trattamento biologico processo biologico volto a conseguire la mineralizzazione delle componenti organiche maggiormente degradabili e la igienizzazione per pastorizzazione del prodotto.

Gli scopi dei trattamenti biologici sono quindi:

- raggiungere la stabilizzazione della sostanza organica (ossia la perdita di putrescibilità) mediante la mineralizzazione delle componenti organiche più facilmente degradabili, con produzione finale di acqua ed anidride carbonica e loro allontanamento dal sistema biochimico;
- conseguire la igienizzazione della massa; ciò consente di debellare i fitopatogeni presenti nei residui vegetali nonché i patogeni umani veicolati presenti nei materiali di scarto;
- ridurre il volume e la massa dei materiali trattati al fine di renderne più agevole ed economico il trasporto.

Il trattamento biologico delle frazioni organiche di rifiuto può essere realizzato con differenti tecnologie e processi, riconducibili a tre tipologie fondamentali:

- Trattamento biologico di biostabilizzazione o bioessiccazione, a carico di matrici organiche di qualità inferiore (quali frazioni organiche da separazione meccanica del rifiuto indifferenziato, fanghi biologici con presenza relativamente elevata di metalli pesanti, ecc.). Tali processi hanno lo scopo di raggiungere i seguenti obiettivi:
  - stabilizzazione pre-discarica, intesa come trattamento in coerenza con la Direttiva 99/31 CE sulle discariche e con l'art. 5 comma 6 del D.lgs. 22/97;

- produzione di materiali stabilizzati (spesso definite come Frazioni Organiche Stabilizzate o compost da rifiuti o compost grigio ) per applicazioni controllate in attività paesistico-ambientali;
- bioessiccazione, ossia asportazione relativamente veloce (in 15-20 giorni) di granparte dell'umidità originariamente presente, in modo da aumentare il potere calorifico della massa in previsione di utilizzi energetici.
- Compostaggio di qualità, a carico di biomasse di buona qualità selezionate alla fonte, indirizzato alla produzione di materiali valorizzabili nelle attività agronomiche e commerciabili in coerenza con il disposto della Legge 748/84 e successive modifiche ed integrazioni sui fertilizzanti;
- Digestione anaerobica in cui la fase di degradazione intensiva viene gestita in ambiente anaerobico allo scopo di conservare l'energia biochimica della sostanza organica sotto forma di biogas; la digestione anaerobica può avvenire a carico di matrici organiche di elevata qualità selezionate alla fonte (e dunque essere inserita in una filiera di valorizzazione agronomica) o di materiali di qualità inferiore (da selezione meccanica o con contaminazioni relativamente elevate in metalli pesanti); in quest'ultimo il materiale residuo dalla fase di digestione può essere poi indirizzato alla stabilizzazione pre-discarica, alla bioessiccazione od alla produzione di materiali per applicazioni controllate paesistico-ambientali.

Il Compost Grigio, quindi, è il prodotto derivante dal trattamento meccanico biologico dei rifiuti indifferenziati, biomasse da raccolte differenziate a bassa efficacia, fanghi di depurazione a contaminazione in microinquinanti relativamente elevata, avente le caratteristiche indicate nella Deliberazione C.I. del 27.07.84, punto 3.4.1., Tab.3.1 e 3.2, come riportato nella Tabella B.

Il compost secondo alcune normative può essere impiegato in diversi ambiti:

- agronomico vincolato secondo quanto previsto per il compost dalla Deliberazione C.I. 27.07.84, punto 3.4.2. Per le modalità di utilizzo del CG si fa riferimento al Codice di Buona Pratica Agricola di cui al D.M. 19 aprile 1999.
- ricostruzione dello strato superficiale di discariche esaurite, realizzato secondo quanto previsto dall'Allegato 2, paragrafo 3.1 del D.Lgs.36/03, allo scopo di

consolidare la fertilità del soprasuolo e renderlo adatto all'insediamento di specie vegetali;

- ripristini ambientali quali, recupero ambientale di cave, sistemazione di strade, autostrade e ferrovie, risanamento di siti inquinati ai sensi del D.Lgs.152/06 e s.m.i.. In questo caso, solo per i metalli contemplati nella Deliberazione C.I. 27/7/84, valgono i limiti più restrittivi della colonna A Tab.1 All.5 al Titolo V della parte IV del D.Lgs. 152/06 e s.m.i..

Quindi l'impiego del compost grigio deve rispettare dei limiti come previsto dal D.Lgs. 152/2006 (Tab. 4.2.2.1).

Parametro	Unità di misura	Valore limite per gli utilizzi di cui al punto 4.3, a), b)	Valore limite per gli utilizzi di cui al punto 4.3, c)
<b>Materiali inerti</b>	% s.s.	≤3	≤3
<b>Vetri (vaglio)</b>	mm	≤3	≤3
<b>Vetri (quantità)</b>	% s.s.	≤3	≤3
<b>Materie plastiche</b>	% s.s.	≤1	≤1
<b>Materiali ferrosi</b>	% s.s.	≤0.5	≤0.5
<b>Umidità</b>	% s.s.	≤45	≤45
<b>Sostanza organica</b>	% s.s.	≥40	≥40
<b>Sostanza umificata</b>	% s.s.	≥20	≥20
<b>Azoto totale</b>	% s.s.	≥1	≥1
<b>Fosforo</b>	% s.s.	≥0.5	≥0.5
<b>Potassio</b>	% s.s.	≥0.4	≥0.4
<b>Tapporto C/N</b>		≤30	≤30
<b>Granulometria</b>	mm	0.5÷25	0.5÷25
<b>Arsenico</b>	mg/kg s.s.	≤10	≤20
<b>Cadmio</b>	mg/kg s.s.	≤10	≤2
<b>Cromo III</b>	mg/kg s.s.	≤500	-
<b>Cromo VI</b>	mg/kg s.s.	≤10	≤2
<b>Cromo totale</b>	mg/kg s.s.	-	≤150
<b>Mercurio</b>	mg/kg s.s.	≤10	≤1
<b>Nichel</b>	mg/kg s.s.	≤200	≤120
<b>Piombo</b>	mg/kg s.s.	≤500	≤100
<b>Rame</b>	mg/kg s.s.	≤600	≤120
<b>Zinco</b>	mg/kg s.s.	≤2500	≤150
<b>pH</b>		6÷8.5	6÷8.5
<b>Salmonelle</b>	n°/50 g	assenti	assenti
<b>Semi infestanti</b>	n°/50 g	assenti	assenti

Tabella 4.2.2.1: Limiti di accettabilità per il compost grigio - Deliberazione C.I. 27/7/84, punto 3.4.1, Tab. 3.1 e 3.2 e D. Lgs. 152/2006 s.m.i., All. 5 al Titolo V° della parte IV^ (Tab. 1 – Colonna A).

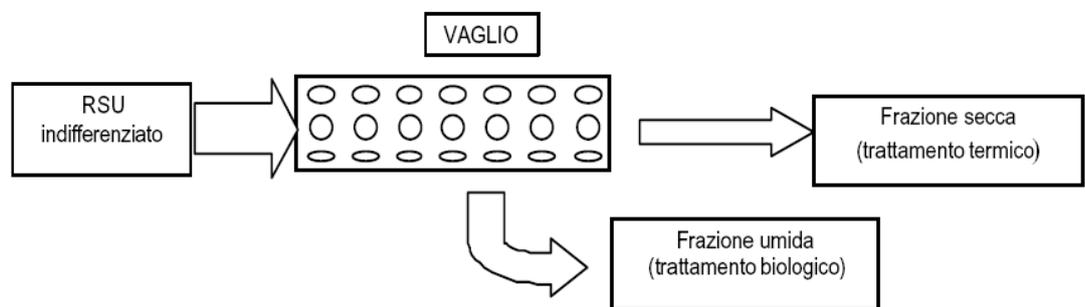
#### 4.2.2.1. Biostabilizzazione degli RSU

Il compost grigio che si intende utilizzare nella sperimentazione progettata proviene dall'impianto di trattamento di RSU di Venosa (PZ).

Lo schema di trattamento dei RSU adottato nella piattaforma di Venosa (Fig. 4.2.2.1) mira a creare due flussi di rifiuto (sopravaglio e sottovaglio) diversi per qualità e caratteristiche, a partire da un flusso unico che giunge alla piattaforma tramite appositi mezzi di trasporto per RSU.

I due flussi, in virtù delle loro diverse caratteristiche, subiranno strade e destini diversi:

- il sopravaglio, contenente materiali a pezzatura più grossa, la cui composizione merceologica presenta migliori caratteristiche di combustibilità sarà trasportato destinata all'incenerimento
- il sottovaglio, contenente materiali a pezzatura più piccola che presentano una maggiore attitudine ai trattamenti di biostabilizzazione, continuerà il processo fino al raggiungimento di caratteristiche tali da consentire il corretto smaltimento in discarica.



**Figura 4.2.2.1: Schema della separazione per vagliatura.**

Il vaglio è un meccanismo che permette di ottenere due flussi partendo dall'unico flusso di RSU in ingresso sfruttando contemporaneamente la forza di gravità naturalmente agente sul sistema e la forza centrifuga dovuta alla rotazione indotta dal vaglio.

Il tamburo rotante del vaglio è essenzialmente un cilindro orizzontale leggermente inclinato con l'ingresso posto leggermente più in alto rispetto all'uscita in modo da consentire l'avanzamento del flusso all'interno del tamburo.

Lungo la superficie laterale del cilindro sono presenti fori di diametro variabile e a distanza fissata in funzione delle tecnologie di impianto scelte in fase di progetto che

consentono ad una parte di RSU di passare attraverso questi fori (sottovaglio) e alla restante parte di attraversare tutto il tamburo fino a raggiungere l'uscita del vaglio (sopravaglio).

La componente dei RSU a pezzatura più grossa, di norma costituita dagli elementi più leggeri e con scarso contenuto di umidità, è generalmente quella con le migliori caratteristiche di combustibilità (si pensi a carta, cartoni, plastiche, ecc.), mentre i materiali di minori dimensioni, di norma più pesanti, contenuti nei RSU sono generalmente costituiti da frazioni ricche di sostanza organica e comunque abbastanza umide, più adatte alla biostabilizzazione.

Il trattamento di biostabilizzazione avviene con l'utilizzo delle biocelle, le quali provvedono ad una stabilizzazione degli RSU aerobica.

La stabilizzazione biologica, ovvero la trasformazione in FOS (frazione organica stabilizzata), effettuata prima del conferimento in discarica è fondamentale per ridurre la pericolosità del rifiuto.

Il prodotto stabilizzato, da destinare alla discarica controllata, risulta sensibilmente trasformato sia in termini di composizione sia di potenzialità di rilascio di biogas e di percolati inquinati.

Le biocelle (Fig. 4.2.2.2) rappresentano una tecnologia per il compostaggio e la biostabilizzazione affidabile, sicura, economica e di facile implementazione. Le biocelle gestiscono la fase accelerata di compostaggio per il trattamento dei rifiuti organici.



**Figura 4.2.2.2: Biocelle.**

I rifiuti che possono essere trattati in un tale impianto sono i più diversi. Naturalmente migliore è la qualità del prodotto entrante migliore sarà la qualità del prodotto finito; si

potranno quindi trattare rifiuti provenienti da una buona raccolta differenziata che potranno dare origine ad un compost di qualità con spiccate caratteristiche agronomiche, oppure, se il flusso in entrata comprende rifiuti contaminati da plastiche o altro, il compost risultante sarà di qualità inferiore e potrà essere utilizzato quale ricopertura di discarica e ripristini ambientali.

Tale tecnologia garantisce sicurezza ed efficienza anche perché i processi di bio-ossidazione e ventilazione vengono monitorati da un sistema di controllo informatizzato che automaticamente provvede a gestire in modo ottimale il processo.

Il sottovaglio umido organico che viene selezionato dal vaglio rotante, viene caricato rapidamente nel biocontainer in modo da limitare la produzione di cattivi odori.

La fase di stabilizzazione inizia con la bio-ossidazione accelerata del sottovaglio nei reattori. I collegamenti tra il modulo e i reattori sono costituiti da due tubi dell'aria, uno in ingresso e uno in uscita dal reattore; un tubo di umettamento della biomassa; un tubo di raccolta di percolati ed un cavo di collegamento per la sonda della temperatura.

La fase di bioossidazione accelerata del sottovaglio viene realizzata mediante l'insufflazione di aria all'interno del sottovaglio stesso allo scopo di fornire alla massa l'ossigeno necessario per il corretto sviluppo della reazione chimica di bioossidazione.

La fase di bioossidazione accelerata può durare da 8 a 14 giorni, a seconda del grado di stabilità biologica che si vuole ottenere. L'aria in uscita dai reattori è convogliata nel biofiltro, che la depura dagli odori rilasciandola in atmosfera.

Il materiale in uscita dalle biocelle non ha più un forte impatto odorigeno e può continuare la fase di maturazione lenta a cumuli statici all'aperto prima dello smaltimento definitivo in discarica.

Il percolato in uscita dalle biocelle, prima attraverso i tubi in gomma collegati direttamente a queste, poi attraverso una tubazione interrata al di sotto del piazzale dove si trovano i due moduli, viene convogliato nella vasca di raccolta per essere successivamente estratto e, previa grigliatura, ricircolato per l'umettamento delle biomasse presenti nei reattori in modo da ridurre la quantità dell'acqua. Il percolato in esubero, invece, viene periodicamente prelevato e avviato ad appositi impianti di trattamento.

#### 4.2.2.2. Analisi chimiche e fisiche del compost grigio

In questo caso come per i fanghi di potabilizzazione sono state eseguite delle indagini di laboratorio. Le analisi chimiche sono state condotte per la valutazione delle concentrazioni dei metalli pesanti rilasciabili attraverso lisciviazione e dei metalli totali. La maturità di un compost è stata testata dall'assenza di fenomeni di fitotossicità. Tale condizione è di fondamentale importanza dato che lo scopo della sperimentazione riguarda l'utilizzo di questo materiale come ammendante nello strato superficiale di copertura delle discariche dove deve essere rispettato il criterio di rinverdimento dell'area come dettato dal D.Lgs 36/2003. I risultati di tale test sono stati ricavati dalla tesi di laurea in Impianti di Trattamento Sanitario Ambientali dal titolo "Recupero di frazioni organiche biodegradabili da RSU e di fanghi di potabilizzazione in applicazioni ambientali (Schiavone et al, 2008).

La determinazione della concentrazione di metalli rilasciabili all'ambiente per effetto della lisciviazione da percolati o acqua piovana è stata condotta mediante il test di cessione come fatto per i fanghi di potabilizzazione, con l'attenzione che il materiale prima di essere sottoposto a miscelazione per 24 ore in acqua distillata, dopo l'essiccazione a 105°C, è stato vagliato a 4 mm. La miscela dopo le 24 ore è stata filtrata mediante filtrazione sottovuoto e sottoposta a analisi con ICP ottenendo quanto presente nella tabella 4.2.2.2.

Specie	Valore (mg/l)	Limiti D.lgs. 152/2006 (mg/l)
Al	0.21	
Cd	0.02	0.02
Zn	1.16	
Ni	-	
Mo	-	
Cr	-	
Se	-	
Cu	-	
Pb	0.06	0.02

Tabella 4.2.2.2: Risultati del test di cessione condotto sul compost grigio.

La concentrazioni di metalli totali contenuti nel compost grigio è stato determinato attraverso un attacco acido come riportato nel manuale ANPA metodi di analisi del

compost. La metodica per la determinazione prevede che il campione da analizzare sia essiccato all'aria o a 105°C e ridotto ad una granulometria <0.2 mm. La procedura di preparazione del campione è analoga a quella vista per i fanghi di potabilizzazione, ovvero si pesa una quantità pari a 0.500÷1.000 g di campione essiccato e macinato a dimensioni < 0,2 mm in un apposito contenitore per la digestione a microonde; si aggiungono 10 ml di acido nitrico concentrato e si chiude ermeticamente il recipiente agitandolo. Il preparato si introduce nel microonde con un preciso ciclo di digestione e si passa al raffreddamento e filtrazione della soluzione portandola a volume con acqua deionizzata. Dopo aver seguito la procedura descritta si esegue la misura dell'assorbimento atomico mediante Spettrofotometro per l'emissione al plasma ICP. I risultati ottenuti sono riportati nella tabella 4.2.2.3.

Specie	Valore (mg/Kg)	Limiti D.lgs. 152/2006 (mg/Kg)
Al	9254.07	
Cd	3.95	10
Mo	3.3	
Ni	36.94	200
Cr	58.7	500
Cu	71.17	600
Zn	336.72	2500
Se	-	
Pb	86.5	500

**Tabella 4.2.2.3: Risultati dell'attacco acido condotto sul compost grigio.**

In entrambe le analisi i risultati dell'analisi soddisfanno i limiti normativi.

Le sole analisi chimiche sono insufficienti per testare l'utilizzo del compost come ammendante per il ripristino ambientale delle discariche per cui si è ritenuto necessario colmare le lacune delle analisi chimiche attraverso risultati di fitotossicità. Dall'analisi dei dati ottenuti dalla ricerca effettuata nel 2008 da Schiavone C. et al. su una miscela composta da compost grigio e fanghi di potabilizzazione si è dedotto che il prodotto, sufficientemente maturo, non induce effetti avversi sulla crescita delle piante ed è pertanto idoneo per il ripristino ambientale. Le dosi favorevoli per lo sviluppo della *Spartium junceum* (Ginestra gialla odorosa) sono di 750 kg/ha s.s. (Schiavone et al., 2008).

In definitiva dalle analisi condotte sui fanghi di potabilizzazione e sul compost grigio è emerso che le concentrazioni di metalli pesanti sono inferiori al limite di normativa, per cui non destano particolari problemi all'ambiente e alle risorse idriche sotterranee.

Inoltre possono essere utilizzati come ammendanti dello strato di copertura delle discariche in quanto non presentano effetti tossici per la vegetazione.

### **4.3. ANALISI SPERIMENTALE**

In seguito ai test chimici e alle valutazioni tossicologiche effettuate sui materiali che si intendono utilizzare nel pacchetto di copertura delle discariche controllate è stata progettata tutta la sperimentazione a partire dalla base sperimentale fino al layout sperimentale (fasi sperimentali).

#### **4.3.1. Progettazione base sperimentale**

La prova sperimentale, come descritto nel paragrafo 4.1.1., sarà condotta utilizzando tre lisimetri che dovranno riprodurre i fenomeni di degradazione dei rifiuti in discarica con tre pacchetti di copertura differenti. Dei tre reattori uno di essi rappresenterà la discarica controllata con stratigrafia di copertura come dettato dal D.Lgs. 36/2003.

I tre lisimetri andranno collocati in una base fissa per un periodo di tempo adeguato in funzione dei risultati di stabilità che si dedurranno periodicamente dal monitoraggio dei parametri caratterizzanti la stabilizzazione del rifiuto.

La sperimentazione sarà allestita presso la base sperimentale progettata (Fig. 4.3.1.1) ed in fase di realizzazione in località Monte Grosso Pallareta a Potenza nelle vicinanze dell'attuale discarica di rifiuti solidi .

Gli elaborati progettuali della base sperimentale sono riportati di seguito.



Figura 4.3.1.1: Localizzazione della base sperimenta in località Monte Grosso Pallareta (Potenza).

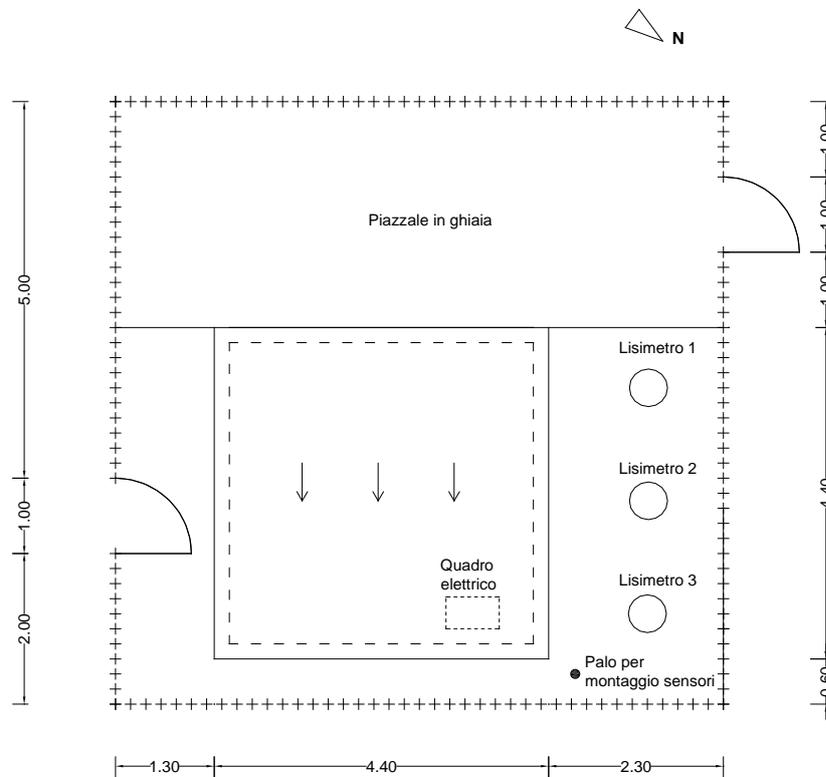


Figura 4.3.1.2: Planimetria della base sperimentale.

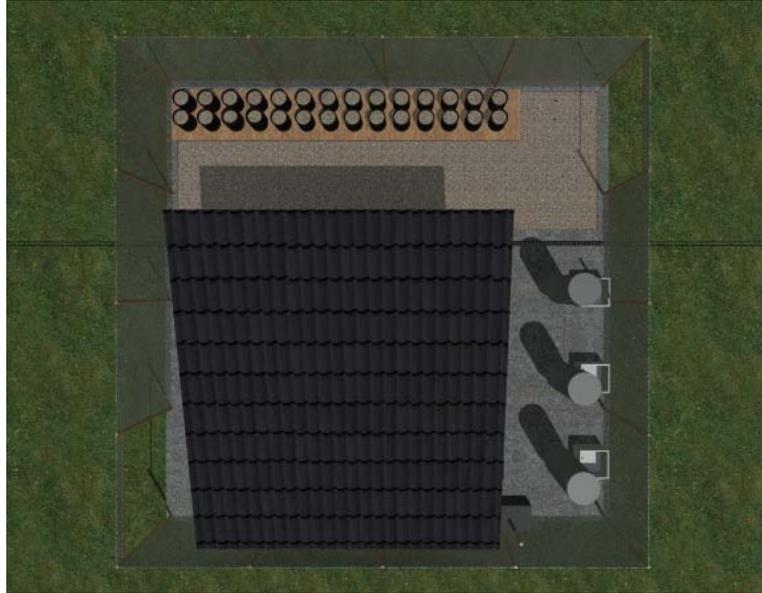


Figura 4.3.1.3: Vista realistica della planimetria della base sperimentale.



Figura 4.3.1.4: Prospetto Sud- Est della base sperimentale.



Figura 4.3.1.5: Prospetto Sud-Ovest della base sperimentale.



Figura 4.3.1.6: Prospetto Nord-Est della base sperimentale.

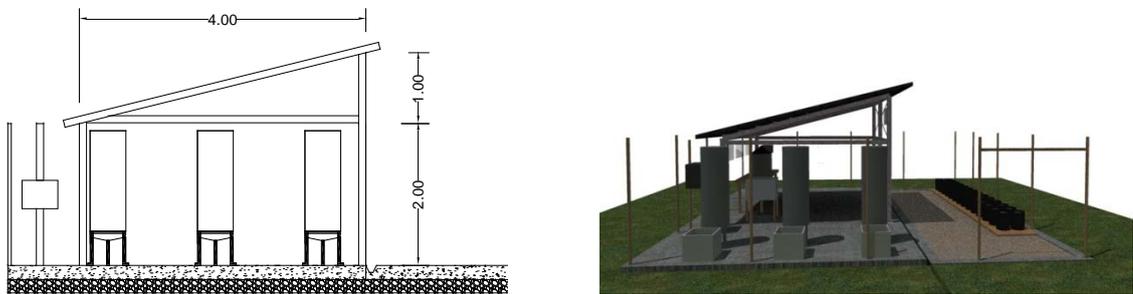
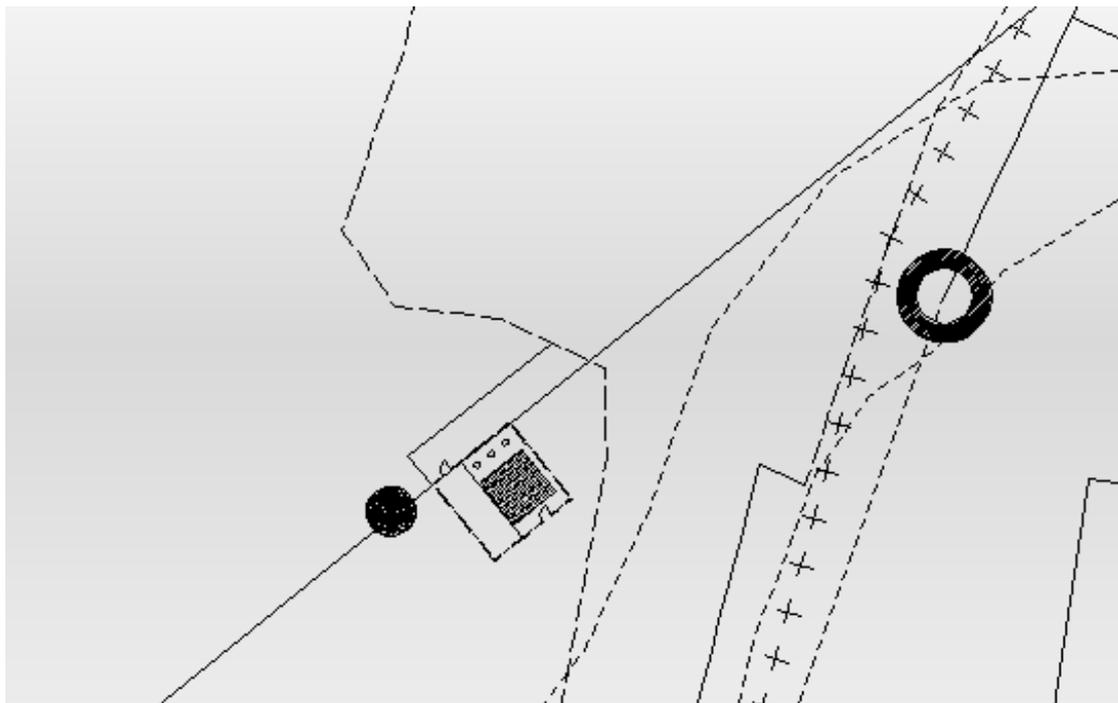


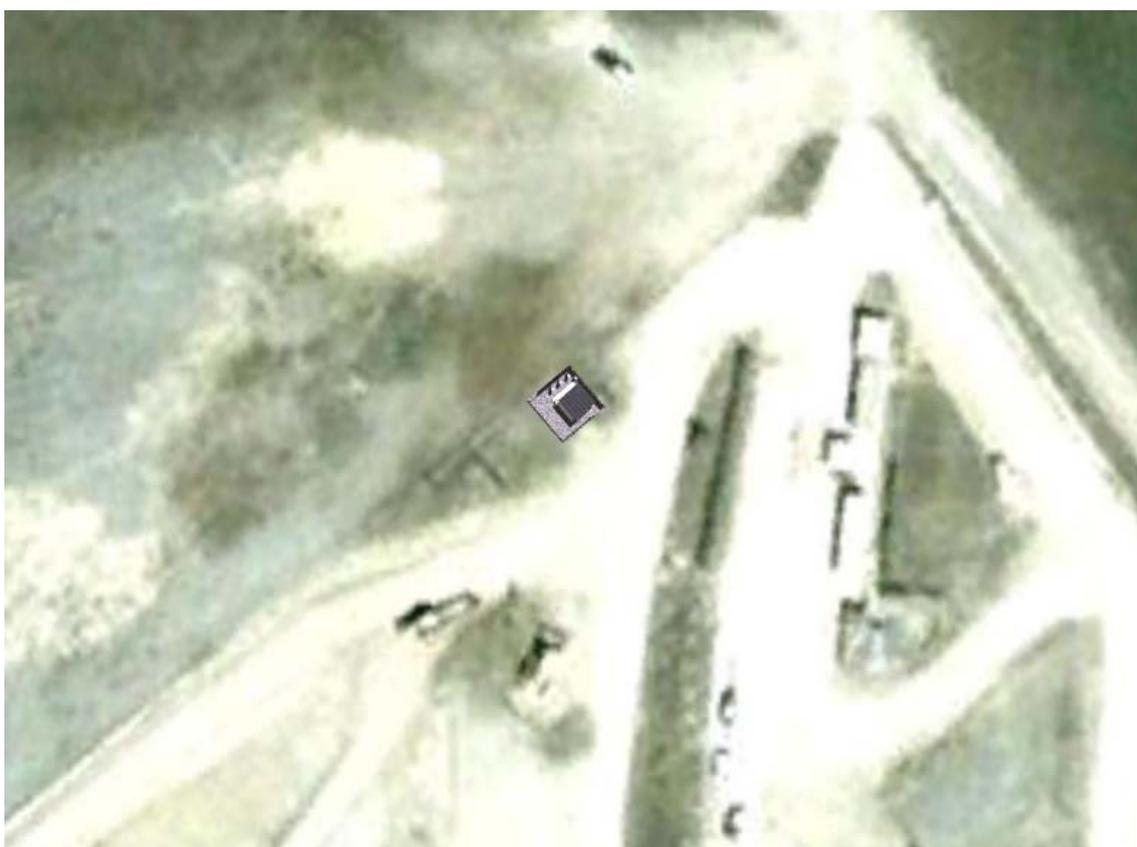
Figura 4.3.1.7: Prospetto Nord-Ovest della base sperimentale.



Figura 4.3.1.8: Vista assometrica della base sperimentale.



**Figura 4.3.1.9: Stralcio planimetrico della base sperimentale.**



**Figura 4.3.1.10: Inserimento realistico della base sperimentale.**

### **4.3.2. Layout sperimentale**

Lo scopo della presente sperimentazione è quello di testare un capping delle discariche efficace e poco costoso che minimizzi l'impatto ambientale a lungo termine dei rifiuti. La prova sarà condotta su dei reattori a piccola scala definiti lisimetri, all'interno dei quali saranno riposti dei rifiuti pretrattati e idonei per essere smaltiti in discarica.

Il layout sperimentale progettato si compone di quattro fasi:

- analisi preliminari;
- allestimento della prova;
- monitoraggio dei processi di degradazione dei rifiuti con analisi di laboratorio;
- test di laboratorio al termine della prova sperimentale.

L'analisi sperimentale conterà di quattro fasi; la prima riguarderà le analisi preliminari da effettuarsi sui materiali da utilizzare nella prova che faranno da punto di partenza. In particolare sui rifiuti si valuteranno i seguenti elementi: l'umidità, l'indice respirometrico per testare il grado di stabilità biologica; i solidi totali; i solidi volatili; il pH; il COD, il BOD<sub>5</sub> e i metalli pesanti.

I fanghi di potabilizzazione, il compost grigio e tutti gli altri materiale utilizzati per il pacchetto di copertura saranno sottoposti ad analisi chimiche per la determinazione di metalli pesanti, nello specifico le analisi riguarderanno la fase liquida derivante da test di cessione e da attacco acido. In aggiunta, il compost grigio dovrà essere valutato dal punto di vista anche della stabilità biologica, in quanto affinché ci sia la possibilità di un ripristino ambientale il compost dovrà essere maturo.

La seconda fase riguarderà l'allestimento della prova con il riempimento dei reattori sperimentali (lisimetri) con rifiuti solidi urbani stabilizzati a 14 giorni, con una densità paragonabile a quella di una discarica e il successivo ricoprimento secondo le tesi sperimentali stabilite al paragrafo 4.1.1. Inoltre, nell'ultimo strato di tutti i lisimetri si procederà alla semina di una specie vegetale per il reinverdimento, si consiglia la ginestra gialla perché è una specie pioniera, ad alto valore ecologico, che svolge anche un compito di difesa meccanica del suolo ed inoltre è un arbusto diffuso su tutto il territorio nazionale.

La terza fase è di monitoraggio dei parametri caratterizzanti la biodegradazione dei rifiuti. Questa è una fase che accompagnerà tutta la prova perché le analisi saranno svolte periodicamente. Nello specifico, si procederà al monitoraggio in continuo della

temperatura dei rifiuti, della temperatura e umidità atmosferica. Il percolato prodotto dai rifiuti durante la loro degradazione verrà raccolto grazie alla presenza di una valvola sul fondo di ciascun lisimetro. Le analisi sul percolato saranno effettuate periodicamente, esaminando pH, COD, BOD<sub>5</sub> e metalli pesanti.

Lateralmente a ciascun lisimetro sono state predisposte delle valvole a chiusura ermetica da cui è possibile effettuare un prelievo periodico del rifiuto.

La quarta e ultima fase sarà quella che ci darà il responso al quesito iniziale ovvero ci permetterà di valutare la stabilità dei rifiuti attraverso le analisi chimiche e fisiche sui rifiuti uscenti dai reattori ed inoltre ci consentirà di validare la tesi di utilizzare il compost grigio nello strato superiore delle discariche e il fango di potabilizzazione in sostituzione dello strato minerale compatto.

Il layout sperimentale pianificato, ovviamente, si correderà di analisi e di correlazione dei risultati uscenti da ciascun reattore per poter validare l'obiettivo iniziale.

## CONCLUSIONI

La presente attività di ricerca ha avuto due principali obiettivi: la valutazione e la mitigazione del rischio di inquinamento ambientale legato alla presenza di discariche per rifiuti solidi. Si tratta di un tema attualmente al centro di ampi dibattiti e discussioni finalizzati all'individuazione di strategie economiche-ambientali per far fronte all'emergenza rifiuti. L'introduzione di prodotti usa e getta in una società basata sul consumismo, infatti, ha fatto crescere sproporzionalmente la produzione di rifiuti. Nonostante forti sistemi di prevenzione e recupero, il ricorso alla discarica non potrà essere totalmente eliminato, infatti si è ormai affermato il concetto di *gestione integrata*, poiché nessun intervento da solo può risolvere il problema dello smaltimento dei rifiuti. La discarica, sebbene sia un impianto sicuro, poiché ben isolato dall'ambiente che lo circonda, può comunque rappresentare un problema di impatto ambientale soprattutto a lungo termine. La discarica, inoltre, ha una elevata incidenza economica, in quanto i ricavi della gestione operativa devono essere utilizzati per la post-gestione, che consiste in attività atte a garantire che l'area, una volta chiusa la discarica, mantenga i requisiti di sicurezza ambientale previsti. In primis, è necessario salvaguardare le risorse idriche sotterranee, ormai fortemente minacciate soprattutto dalle discariche e dai nitrati nei Paesi Europei. In merito a questo problema ambientale sono in molti a studiare soluzioni per la prevenzione e la protezione delle acque sotterranee, cercando di sviluppare metodologie atte a mitigare il rischio ambientale a cui si incorre per via di fonti inquinanti, quali le discariche.

In questo contesto, scopo della prima fase della presente ricerca è stato quello di sviluppare ed applicare ad un caso studio un modello speditivo per la valutazione del rischio ambientale connesso alla presenza di discariche. In particolare, si è realizzato un modello gerarchico basato su tecniche di intelligenza artificiale per poter determinare il rischio di inquinamento delle risorse idriche sotterranee in funzione della pericolosità delle discariche.

Per tale studio si sono utilizzati due approcci di valutazione qualitativi che fanno ricorso alla logica fuzzy, che è in grado di gestire soglie espresse mediante intervalli, numeri approssimati o giudizi verbali. I modelli sono nati come strumenti di pianificazione

ambientale da adottare come base per un eventuale programma di bonifica e ripristino ambientale.

La valutazione del rischio è stata effettuata attraverso i modelli fuzzy e neuro-fuzzy, che contemplano la vulnerabilità degli acquiferi e la pericolosità intrinseca delle discariche, restituendo un indice ambientale. In particolare, per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi si è utilizzato il metodo GNDICI-CNR che esamina le differenti situazioni geologiche, idrogeologiche e morfologiche del territorio, mentre la pericolosità delle discariche è stata valutata contestualmente al rischio di contaminazione degli acquiferi nel modello fuzzy e neuro-fuzzy portando in conto i diversi parametri descrittivi delle discariche. Inoltre, si è fatto ricorso all'utilizzo dell'analisi di sensitività per ridurre la soggettività e l'incertezza insita nei modelli e nei dati di partenza.

Gli approcci fuzzy e neuro-fuzzy utilizzati per la realizzazione dei modelli di valutazione del rischio ambientale si sono dimostrati dei metodi veloci, efficaci, economici ed al tempo stesso utili supporti alle decisioni. Il modello neuro-fuzzy è più rapido nell'applicazione in quanto attraverso il *training data* è in grado di generare le regole fuzzy, le quali hanno una particolare complessità e aumentano al crescere del numero di parametri assegnati al modello. Inoltre, l'integrazione dell'analisi di sensitività nei due modelli è un elemento positivo perché è in grado di mitigare i problemi legati alla soggettività ed all'arbitrarietà delle valutazioni basate su approcci fuzzy normalmente presenti in letteratura, soprattutto per quanto riguarda la scelta delle funzioni di appartenenza. Lo studio proposto, infatti, evidenzia come, variando la scelta delle funzioni di appartenenza, è possibile ottenere risultati molto diversi se non addirittura contraddittori.

Il confronto tra i due modelli evidenzia delle differenze sostanziali tra i risultati in termini di classi e piccole variazioni se si guarda solo all'indice ambientale.

In definitiva, dallo studio presentato è emerso che un modello può sostituire l'altro, con la particolarità che il modello neuro-fuzzy è applicabile rapidamente qualora si abbiano a disposizione dati per l'addestramento della rete neuro-fuzzy.

Il secondo obiettivo della presente attività di ricerca concerne la mitigazione del rischio ambientale. Un elemento altamente inquinante per le risorse idriche sotterranee è il percolato prodotto dalla biodegradazione dei rifiuti. Il monitoraggio di una discarica in

genere viene effettuato durante il periodo di coltivazione e 30 anni nella post-gestione; dopo tale periodo non si ha conoscenza di ciò che avviene. Nonostante le discariche convenzionali presentino opportuni sistemi di impermeabilizzazione, è sempre possibile che si verificino rotture accidentali.

Inoltre, l'impermeabilizzazione superficiale di una discarica non appare del tutto vantaggiosa come potrebbe sembrare; se da un lato riduce le infiltrazioni di acqua meteorica che potrebbero contribuire a formare ulteriore percolato, dall'altro crea delle condizioni di umidità talmente scarse da inibire i processi biochimici. Questo processo, inibendo la degradazione dei rifiuti che si genera in condizioni anaerobiche, non porta alla stabilizzazione degli stessi. Di conseguenza, al termine della post-gestione di una discarica, non essendosi completata la stabilizzazione, potrebbero riattivarsi i processi chimici di degradazione per via di infiltrazioni non previsti di acqua; ciò aumenterebbe la pericolosità del sito, perché potrebbero presentarsi eventuali perdite di percolato e biogas non più monitorate. È buona norma, quindi, che nelle discariche convenzionali la degradazione delle sostanze organiche avvenga in un intervallo di tempo abbastanza breve, in modo da minimizzare l'eventuale rischio. Al fine di individuare un sistema che minimizzi la probabilità di contaminazione di una discarica a valle della post-gestione, si è dapprima effettuata una ricerca bibliografica, da cui è emerso che nella maggior parte dei casi l'accelerazione della stabilizzazione dei rifiuti è ottenuta attraverso l'insufflazione d'aria ed il ricircolo di percolato. Considerati, tuttavia, i costi sostenuti dell'insufflazione di aria ed il divieto in Italia del ricircolo, nel presente lavoro si è proposta una stratigrafia di copertura efficiente e poco costosa, basata sull'utilizzo di un materiale innovativo, che acceleri le reazioni di stabilizzazione e minimizzi il rischio connesso alla produzione di percolato.

L'obiettivo di mitigazione del rischio, attuabile attraverso un pacchetto di copertura per le discariche più permeabile rispetto ad uno convenzionale, si è tradotta nella progettazione della attività di sperimentazione a scala pilota e del relativo protocollo di monitoraggio.

## **BIBLIOGRAFIA**

Abdel-Fattah Attia, Rabab Abdel-Hamid, Maha Quassim (2005). "Prediction of solar activity based on neuro-fuzzy modeling"; *Solar Physics* 227: 177–191.

AIPIN, APAT (2006). Interventi di Ingegneria Naturalistica e di rinaturalizzazione nei settori della difesa del suolo, infrastrutturali e di tutela e ricostruzione della biodiversità.

Albinet, M., Margat, J., (1970). Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. *Bull. B.R.G.M*, 2, 3, 4, 13–22, Paris.

Aller L., Bennet T., Lehr J.H., Petty R.J., Hackett G. (1987). Drastic: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. *NWWA/EPA Ser.*, EPA600/287035, p. 455.

APAT (2001). (Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici) Metodi ANPA -Manuale sui metodi di analisi dei compost.

APAT (2003). Metodi microbiologici di analisi del compost.

APAT, ARPA, CIC (2007). Metodi di misura della stabilità biologica dei rifiuti.

ARPA Piemonte (2003). Studio della fitotossicità dei suoli.

B.U.R. Regione Lombardia 13/05/2003.

Bacanli Ulker Guner, Firat Mahmut, Dikbas Fatih (2009). "Adaptive Neuro-Fuzzy Inference System for drought forecasting"; *Stoch Environ Res Risk Assess* 23, 1143–1154.

Balog E., Berta I. (2001). "Fuzzy solutions in electrostatics"; *Journal of Electrostatics* 51-52 409-415.

Balog, E., Berta, I. (2001). "Fuzzy solutions in electrostatics"; *Journal of Electrostatics* 51–52, 409–415.

Beth A. Sproule, Claudio A. Naranjo and I, Burhan Türksen (2002). “Fuzzy pharmacology: theory and applications”; *TRENDS in Pharmacological Sciences* Vol.23 N° 9, 412-417.

Beven, K.J., Kirkby, N.J., (1979). “A physically based variable contributing area model of basin hydrology”; *Hydrology Sciences Bulletin* 24, 43–69.

Blengio G., Falcone S., Vangelista R., Manegozzo A., “Linee guida per la valutazione del rischio sanitario determinato da fonti di inquinamento ambientale”; Arpav.

Boclin André de Siqueira Campos, Renato De Mello (2006). “A decision support method for environmental impact assessment using a fuzzy logic approach”; *Ecological Economics* 58 170– 181.

Bonvicini S., Leonelli P., Spadoni G. (1998). “Risk analysis of hazardous materials transportation: evaluating uncertainty by means of fuzzy logic”; *Journal of Hazardous Materials* 62, 59–74.

Campolongo F., Braddock R. (1999).“Sensitivity analysis of the IMAGE Greenhouse model”; *Environmental Modelling & Software* 14, 275–282.

Caniani D., Lioi D. S., Mancini I.M., Masi S. (2011). “Assessment of soil pollution hazard by using fuzzy neural network”; *Sardinia 2011 Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium* 3 - 7 October 2011 S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy.

Caniani D., Lioi D. S., Mancini I.M., Masi S. (2011).“Fuzzy logic and method traditional method comparison for the assessment of aquifers pollution risk”; *Environmental Monitoring and Assessment*. Submitted

Caniani D., Lioi D. S., Masi S., Mancini I.M (2011). “Fuzzy logic or neuro-fuzzy networks for the assessment of groundwater pollution risk”; 1° International workshop "Methods and Technologies for Environmental Monitoring and Modelling: Landslides and Ground Water Dynamics”, 29 September -03 October 2011. In press

Caniani D., Lioi D. S., Mancini I.M., Masi S., Sdao F. (2011). “Fuzzy logic and sensitivity analysis for the classification of groundwater pollution risk”; IWA Specialist Groundwater, Belgrade 2011, ISBN: 978-86-82565-31-4.

Caniani D., Lioi D. S., Mancini I.M., Masi S. (2010). “Application of fuzzy logic and sensitivity analysis for soil contamination hazard classification”; Waste Management 31, 583–594.

Caniani D., Lioi D. S., Mancini I.M., Masi S. (2011). “Valutazione del rischio di contaminazione dei suoli con reti neuro-fuzzy”; Sardinia 2011 Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium 3 - 7 October 2011 S. Margherita di Pula (Cagliari), Sardinia, Italy.

Caniani D., Lioi D. S., Mancini I.M., Masi S., Sdao F. (2011). “Fuzzy logic model development for groundwater pollution risk assessment”; “European Water”. Accepted

Caniani D., Lioi D. S., Mancini I.M., Masi S., Sdao F. (2011). “Assessment of groundwater pollution risk by using fuzzy logic”; Water Engineering and Management in a Changing Environment Catania, Italy - June 29th-July 2nd.

Capelli F., Delogu M., Pierini M. (2005). “Strumento eco-compatibili basato su logica fuzzy”; Associazione italiana per l’analisi delle sollecitazioni XXXIV, Convegno Nazionale, 14-17 settembre 2005, Politecnico di Milano.

Castiglione P, Mohanty BP, Shouse PJ, Simunek J, van Genuchten MT, Santini A (2003). “Lateral water diffusion in an artificial macroporous system”; Vadose Zone J 2, 212–221.

Celico F.; Vulnerabilità all’inquinamento degli acquiferi e delle risorse idriche sotterranee in realtà idrogeologiche complesse: i metodi DAC e VIR; Quaderni Geologia Applicata, 3-1, pp. 93-116

Center Brian, Brahm P. Verma\_; “Fuzzy Logic for Biological and Agricultural Systems”; Artificial Intelligence Review (1998) 12, 213–225.

Chiemchaisri C., Chiemchaisri W., Nonthapund U. and Sittichoktam S.; "Acceleration of solid waste biodegradation in tropical landfill using bioreactor landfill concept"; Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering Kasetsart University, Bangkok 10900, Thailand .

Choi D. (2003). "Enhancing the power of Web search engines by means of fuzzy query"; *Decision Support Systems*, 35, 1, 31-44.

Chung-Hsing Yeh, Hepu Deng, Yu-Hern Chang (2000). "Fuzzy multicriteria analysis for performance evaluation of bus companies"; *European Journal of Operational Research* 126, 459-473.

Civita M. (1988). "Una metodologia per la definizione e il dimensionamento delle are di salvaguardia delle opere delle opere di presa delle sorgenti normali"; *Boll. Ass. Min. Subalpina*, 25, 4, 423-440.

Civita M. (1990). "Legenda unicata per le Carte della vulnerabilità dei corpi idrici sotterranei/ Unified legend for the aquifer pollution vulnerability Maps"; *Studi sulla Vulnerabilità degli Acquiferi*, 1 Pitagora, Bologna

Civita M. (1994): *Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Teoria e pratica*. Pitagora editrice, Bologna, pp. 325.

Civita M., De Maio M. (1997). "SINTACS. Un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento"; *Metodologia e automazione*, Pitagora Editrice Bologna.

Civita M., Giuliano G., Zavatti A. (1987). "Protezione degli acquiferi e azioni di risanamento. Alcune esperienze italiane". *Atti Conv. Naz. Le Scienze della Terra nella Pianificazione Territoriale*", Soc. Geol. It. Chieti-Pescara.

Costel Sarbua, Horia F. Pop (2000); "Fuzzy clustering analysis of the first 10 MEIC chemicals"; *Chemosphere* 40, 513-520.

D.Lgs. 3-4-2006 n. 152 - Norme in materia ambientale.

Das K.C., Matt C., Smith, David K. Gattie, Dorothy D. Hale Boothe (2002); “Stability and quality of municipal solid waste compost from a landfill aerobic bioreduction process”; *Advances in Environmental Research* 6, 401-409.

Decreto legislativo 13 gennaio 2003, n. 36; “Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti”.

Del Giudice, Farina Luca, (2006). “La logica fuzzy quale support decisionale per la manutenzione preventiva delle reti fognarie”; XXX Convegno di Idraulica e costruzioni idrauliche-IDRA 2006.

Dimitris Skarlatos, Kleomenis Karakasis, Athanassios Trochidis (2004). “Railway wheel fault diagnosis using a fuzzy-logic method”; *Applied Acoustics* 65 951–966.

Dixon B. (2005). “Applicability of neuro-fuzzy techniques in predicting ground-water vulnerability: a GIS-based sensitivity analysis”; *Journal of Hydrology* 309, 17–38.

Dolan C. (1994). “The magic of fuzzy logic”, *Global Investor*, 74, 11.

Douglas Barrett J., Woodall William H. (1997). “A probabilistic alternative to fuzzy logic controllers”; *IIE Transactions* 29, 459-467.

Duško Katic, Miomir Vukobratovic (2003). Survey of Intelligent Control Techniques for Humanoid Robots, *Journal of Intelligent and Robotic Systems* 37: 117-141.

Fatma M. Ali (2001). “A differential equation approach to fuzzy vector optimization problems and sensitivity analysis”; *Fuzzy Sets and Systems* 119, 87-95.

Fisher P. (2000). “Sorites paradox and vague geographies”; *Fuzzy Sets and Systems*, 113, 1, 7-18.

Franz-Georg Simona, Werner W. Müller (2004). “Standard and alternative landfill capping design in Germany”; *Environmental Science & Policy* 7, 277–290.

Friederichs, M., Fränzele, O., Salski, A. (1996). “Fuzzy clustering of existing chemicals according to their ecotoxicological properties”; *Ecological Modelling* 85, 27–40.

Gauger U., Turrin S., Hanss M., Gaul L. (2008). "A new uncertainty analysis for the transformation method"; *Fuzzy Sets and Systems* 159, 1273 – 1291.

Gemitzi Alexandra, Christos Petalas, Vassilios A. Tsihrintzis, Vassilios Pisinaras (2006). "Assessment of groundwater vulnerability to pollution: a combination of GIS, fuzzy logic and decision making techniques"; *Environ Geol* 49: 653–673.

George E. Tsekouras, Haralambos Sarimveis (2004). "A new approach for measuring the validity of the fuzzy c-means algorithm"; *Advances in Engineering Software* 35 567–575.

Gorzalczany Marian B. (1999). "On some idea of a neuro-fuzzy controller"; *Information Sciences* 120 69-87.

Guney K. (2009). "Comparison of Mamdani and Sugeno fuzzy inference system models for resonant frequency calculation of rectangular microstrip antennas"; *Progress In Electromagnetics Research B*, Vol. 12, 81–104.

Harris T.R., Stoddard S.W., BE J.C. (1993). Application of fuzzy set clustering for regional typologies"; *Growth and Change*, 24, 2, 155-165.

Hatzinikolaou E., Hatzichristos T, Siolas A., Mantzourani E. (2003). "Predicting archaeological site locations using G.I.S. and fuzzy logic, in M. Doerr, A. Sarris", *The Digital Heritage of Archaeology. Proceedings of CAA2002, Athens, Archive of Monuments and Publications, Hellenic Ministry of Culture*, 169-177.

Henry J.J., Farges J.L., Gallego J.L. (1998). "Neuro-fuzzy techniques for traffic control"; *Control Engineering Practice* 6 755-761.

Hitoshi Iyatomi, Masafumi Hagiwara (2004). Adaptive fuzzy inference neural network, *Pattern Recognition* 37 2049-2057.

Hutson JL(2003). "LEACHM model description and user's guide". School of Chemistry, Physics and Earth Sciences, Flinders University of South Australia, p 142.

Hyun-Joo Oha, BiswajeetPradhan; “Application of a neuro-fuzzy model to landslide-susceptibility mapping for shallow landslides in a tropical hilly area”; *Computers & Geosciences* in Press.

Irem Šan, Turgut T. Onay (2001). “Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation”; *Journal of Hazardous Materials B* 87, 259–271.

IRSA (1984): «Metodi analitici per i fanghi. Vol. 2 - Parametri tecnologici», Quad. Ist. Ric. Acque.

Jarvis N. (2002).. The MACRO model technical description. Swedish University of Agricultural Sciences (SLU); Department of Soil Sciences, Uppsala, p 37.

Jokela J.P.Y., Kettunen R.H., Maettinen S.K., Rintala J.A. (1999). “Influence of waste moisture on methane production and leachate characteristics”; *Atti del convegno Sardinia '99 vol.I*, Cagliari, pag. 67.

Kabbe G., Nienhaus U., Bauer T. et Dohmann M. (1999). “Landfill aftercare optimization by means of controlled infiltration of water below a surface sealing”; *Atti del convegno Sardinia '99 vol.IV*, Cagliari , pag. 393.

Kholghi M. & Hosseini S. M. (2009). “Comparison of groundwater level estimation using neuro-fuzzy and ordinary kriging”; *Environ Model Assess* 14:729–737.

Koerner G.R., Koerner R.M. (2006). “Long-term temperature monitoring of geomembranes at dry and wet landfills”; *Geotextiles and Geomembranes* 24, 72–77.

Kurtulus Bedri, Razack; Moumtaz (2010).“Modeling daily discharge responses of a large karstic aquifer using soft computing methods: Artificial neural network and neuro-fuzzy”; *Journal of Hydrology* 381, 101–111.

Lopes M. , Avillez G., Costa C.N., J.A. Almeida; “Groundwater contamination plume monitoring in sealed waste dumps”; *Engineering Geology* 85 (2006) 62–66.

Ma L., Ahuja L.R., Ascough J.C., Shaffer M.J., Rojas K.W., Malone R.W., Cameira M.R. (2000). "Integrating system modeling with field research in agriculture: application of the root zone water quality model".

Ma L., Ahuja L.R., Ascough J.C., Shaffer M.J., Rojas K.W., Malone R.W., Cameira M.R. (2000). "Integrating system modeling with field research in agriculture: application of the root zone water quality model" .

Mancini I.M., Masi S., Caniani D., Lioi D. S. (2011). "Fuzzy logic and neuro-fuzzy networks for environmental risk assessment"; Open Access book "Fuzzy Logic", ISBN 979-953-307-578-4. In press.

Marchini A. "Logica fuzzy: prospettive di applicazione nella ricerca e cologica"; Rapporto interno al Dipartimento di Genetica e Microbiologia, Sezione di Ecologia, Università di Pavia, Italia.

Marsili-Libelli S. (2004). "Fuzzy prediction of the algal blooms in the Orbetello lagoon"; *Environmental Modelling & Software* 19 799–808.

Masi S., Mancini I.M., Caniani D. and Trulli E. (2009). "Reuse of msw organic fraction and drinking water sludge in geo-environmental application"; *Proceedings Sardinia 2009, Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 5 - 9 October 2009 by CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy.*

Masi S., Mancini I.M., Caniani D., Pandolfo R. (2009). "Agronomic propriertes and phytotoxic effect on mixtures of msw organic fraction and drinking water sludge"; *Proceedings of the 11<sup>th</sup> International Conference on Environmental Science and Technology , Chania, Crete, Greece, 3-5 September 2009.*

Masi S., Zirpoli P., Perilli G., Caniani D., Sdao F. (2007). "Environmental risk assessment and prioritization of uncontrolled landfills by using GIS technology" *Atti del convegno "Sardinia 2007 – Eleventh International Waste Management and landfill Symposium" S. Margherita di Pula (Cagliari), 1-5 October 2007.*

- Massad Eduardo, Neli Regina Siqueira Ortega, Cláudio Josè Struchiner, Marcelo Nascimento Burattini (2003). “Fuzzy epidemics”; *Artificial Intelligence in Medicine* 29, 241–259.
- McBratney Alex. B. , Inakwu O.A. Odeh (1997). “Application of fuzzy sets in soil science: fuzzy logic, fuzzy measurements and fuzzy decisions”; *Geoderma* 77, 85-113.
- Mei-qin LIU, Sen-lin Zhang, Gang-feng YAN (2008). “A new neural network model for the feedback stabilization of nonlinear systems”, Liu et al. / *J Zhejiang Univ Sci A* 9(8):1015-1023.
- Merdun H, Quisenberry VL (2004). “Simulation of water and solute transport with MACRO model in Cecil loamysand soil”; *Aust J Soil Res* 42:939–951.
- Michael Hanss (2002). “The transformation method for the simulation and analysis of systems with uncertain parameters”; *Fuzzy Sets and Systems* 130, 277-289.
- Miha Mraz (2001). “The design of intelligent control of a kitchen refrigerator”; *Mathematics and Computers in Simulation* 56, 259–267.
- Mikhailov E.V., Tupicida O.V., Bykov D.E., Chertes K.L., Rodionova O.Ye., Pomerantsev A.L (2007) “Ecological assessment of landfills with multivariate analysis – A feasibility study”; *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 87 147-154.
- Moraczewski I.R. (1993). “Fuzzy logic for phytosociology II. Generalizations and predictions”; *Vegetation*, 106, 1, 13-20.
- Mostafa Warith (2002). “Bioreactor landfills: experimental and field results”; *Waste Management* 22 7–17.
- Mucina L. (1997). “Classification of vegetation: Past, present and future”; *Journal of Vegetation Science*, 8, 6, 751-760.
- Muller Stéphanie, Garda Patrick, Muller Jean-Denis, René Crusem And Yves Cansi (1998). “A Neuro-fuzzy Coding for Processing Incomplete Data: Application to the Classification of Seismic Events”; *Neural Processing Letters* 8: 83–91.

Murè S., Demichela M. (2009). “Fuzzy Application Procedure (FAP) for the risk assessment of occupational accidents”; *Journal of Loss Prevention in the Process Industries* 22, 593–599.

Nadja Rüger, Maja Schlüter, Michael Matthies (2005). “A fuzzy habitat suitability index for *Populus euphratica* in the Northern Amudarya delta (Uzbekistan)”; *Ecological Modelling* 184 313–328.

Ni-Bin Chang, H. W. Chen and S. K Ning (2001). “Identification of river water quality using the Fuzzy Synthetic Evaluation approach”; *Journal of Environmental Management* 63, 293–305.

Niccolucci F., Hermon S. (2003). “La logica fuzzy e le sue applicazioni alla ricerca archeologica”; *Archeologia e Calcolatori* 14, 97-110.

Nolan B.T., Bayless E.R., Green C.T., Garg S., Voss F.D., Lampe D.C., Barbasch J.E., Capel P.D., Bekins B.A. (2005).. “Evaluation for unsaturated-zone solute-transport models for studies of agricultural chemicals”; US Geological Survey openfile report 2005–1196, p 16

Ojha C. S. P., Manish Kumar Goyal, Sunil Kumar (2007); “Applying Fuzzy logic and the point count system to select landfill sites”; *Environ Monit Assess*, 135:99–106.

Olano M., Loidi J.J., Gonzáles A., Escudero A. (1998). “Improving the interpretation of fuzzy partitions in vegetation science with constrained ordinations”; *Plant Ecology*, 134, 113-118.

Pommier S. , Chenu D. , Quintard M., X. Lefebvre (2008). “Modelling of moisture-dependent aerobic degradation of solid waste”; *Waste Management* 28 1188–1200.

Radoslaw Slezak, Liliana Krzystek, Stanislaw Ledakowicz (2010). “Simulation of aerobic landfill in laboratory scale lysimeters – effect of aeration rate”; *Chemical Papers* 64 (2) 223–229.

Ragin C.C. (2000). “Fuzzy-set social science”; Chicago, University of Chicago

Raposa M. (1993). "The fuzzy logic of religious discourse"; *American Journal of Semiotics*, 10, 1-101.

Rapti-Caputo D., Sdao F., Masi S. (2006). "Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management of solid waste landfills"; *Engineering Geology* 85, 122-131.

Rapti-Caputo Dimitra, Francesco Sdao, Salvatore Masi (2006). "Pollution risk assessment based on hydrogeological data and management of solid waste landfills"; *Engineering Geology* 85, 122–131.

Rehan Sadiq, Tahir Husain (2005). "A fuzzy-based methodology for an aggregative environmental risk assessment: a case study of drilling waste"; *Environmental Modelling & Software* 20 33- 46.

Roberts D.W. (1986). "Ordinations on the basis of fuzzy set theory"; *Vegetation*, 66, 123-134.

Ruiz B. (1999). "Science and philosophy"; *Diogenes*, 188, 73-84.

Russo Fabrizio; "Hybrid neuro-fuzzy (1999). "Iter for impulse noise removal"; *Pattern Recognition* 32, 1843-1855.

Saad R., Halgamuge S. K. (2004). "Stability of hierarchical fuzzy systems generated by Neuro-Fuzzy", *Soft Computing* 8 409–416.

Saferi S. and Hrymak N. (1996). "Sensitivity analysis for chemical process optimization"; *Computer chem. Engng* Vol.20, No10, pp.1177-1200.

Saltelli A., Chan K., E.M. Scott (2000). "Sensitivity analysis"; Wiley.

Saltelli A., Tarantola S., Campolongo F., Ratto M. (2004). "Sensitivity analysis in practice: A guide to assessing Scientific models"; Wiley.

Santoro M. (1970). "Sulla applicabilità della formula di Turc per il calcolo della evapotraspirazione effettiva in Sicilia"; *Atti del I Convegno Internazionale sulle Acque Sotterranee*, Palermo.

- SATTLER R. (1996). "Classical morphology and continuum morphology: Opposition and continuum"; *Annals of Botany*, 78, 577-581.
- Shu C., Ouarda T.B.M.J. (2008). "Regional flood frequency analysis at ungauged sites using the adaptive neuro-fuzzy inference system"; *Journal of Hydrology* 349, 31-43.
- Silvert William (2000). "Fuzzy indices of environmental conditions"; *Ecological Modelling* 130, 111–119.
- Simunek J, Sejna M, van Genuchten MT (2005). "The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, Version 3.0". Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, USA, p. 240.
- Song Jun, Lu Zhenzhou (2008). "Moment Method Based on Fuzzy Reliability Sensitivity Analysis for a Degradable Structural System"; *Chinese Journal of Aeronautics* 21518-525.
- Stefan Bayer, Jacques Mèry (2009). "Sustainability gaps in municipal solid waste management: a case study for landfills"; *Environ Dev Sustain* 11:43–69.
- Theng Lee Chong, Yasushi Matsufuji, Mohd Nasir Hassan (2005); "Implementation of the semi-aerobic landfill system (Fukuoka method) in developing countries: A Malaysia cost analysis"; *Waste Management* 25, 702–711.
- Turc L. (1955). "Le bilan de l'eau des sols. Relations entre les précipitations, l'évaporation et l'écoulement"; INRA, Paris (in French).
- Turc, L. (1961). "Evaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle, formule climatique simplifiée et mise a jour. (in French)". *Ann. Agron.* 12:13-49.
- Turing A. (1950). "Computing Machinery e Intelligence"; *Mind* Vol. 59 (236).

Tutmeza B., Hatipoglu Z., U. Kaymak (2006). "Modelling electrical conductivity of groundwater using an adaptive neuro-fuzzy inference system"; *Computers & Geosciences* 32, 421–433.

Van Der Wal A.J. (1995) "Application of fuzzy logic control in industry"; *Fuzzy Sets and Systems* 74, 33–41.

Vasily A. Vavilin, Susanne Jonsson, Jörgen Ejlertsson & Bo H. Svensson (2006). "Modelling MSW decomposition under landfill conditions considering hydrolytic and methanogenic inhibition"; *Biodegradation* 17: 389–402.

Vavilin V. A. (2010). "Anaerobic Degradation of Organic Waste: An Experience in Mathematical Modeling". *Mikrobiologiya*, Vol. 79, No. 3, pp. 352–359.

Vavilin V.A., Lokshina L.Ya., Jokela J.P.Y., J.A. Rintala (2004). "Modeling solid waste decomposition"; *Bioresource Technology* 94, 69–81.

Vieira Josè, Morgado Dias Fernando, Mota Alexandre (2004). Artificial neural networks and neuro-fuzzy systems for modelling and controlling real systems: a comparative study, *Engineering Applications of Artificial Intelligence* 17 265–273.

Vilem Novak (2006). "Which logic is the real fuzzy logic?" ; *Fuzzy Sets and Systems* 157, 635 – 641.

White Jim, Robinson John, Ren Qingchao (2004). "Modelling the biochemical degradation of solid waste in landfills"; *Waste Management* 24, 227–240.

Willermet C.M., Hill B. (1997). "Fuzzy set theory and its implications for speciation model, in G.A. Clark, C.M. Willermet (eds.)"; *Conceptual Issues in Modern Human Origins Research*, New York, Aldine de Gruyter, 77-88.

Yan Long, Yu-Yang Long, Hai-Chun Liu, Dong-Sheng Shen (2009). "Degradation of Refuse in Hybrid Bioreactor Landfill"; *Biomedical And Environmental Sciences* 22, 303-310.

Youngs E.G., Leeds-Harrison P.B., Elrick D.E. (1995). "The hydraulic conductivity of low permeability we soil used as landfill lining and capping material: analysis of pressure infiltrometer measurements"; *Soil Technology* 8 153-160.

Zacharof A.I., Butler A.P. (2004). "Stochastic modelling of landfill leachate and biogas production incorporating waste heterogeneity. Model formulation and uncertainty analysis". *Waste Management* 24, 453–462.

Zadeh L.A. (1965). "Information and control"; *Fuzzy sets* 8, 338-353.

Zaheeruddin, Garima (2006). "A neuro-fuzzy approach for prediction of human work efficiency in noisy environment", *Applied Soft Computing* 6, 283-294.

Zhao Youcai, Wang Luochun, Hua Renhua, Xu Dimin, Gu Guowei (2002). "A comparison of refuse attenuation in laboratory and field scale lysimeters"; *Waste Management* 22, 29–35.

Zimmermann H.-J. (1991). *Fuzzy set theory and its applications*, Dordrecht: Kluwer, second edition.

Ringrazio tutti coloro che mi hanno permesso di realizzare questo lavoro: con i loro consigli, la loro esperienza, la loro compagnia, il loro appoggio e la loro pazienza.

In particolare ringrazio:

I miei tutors: il Prof I.M. Mancini, la Prof.ssa D. Caniani e il Prof. Masi, che mi hanno accompagnato in questo percorso accademico.

La controrelatrice Prof.ssa Grazia Ghermandi, la quale mi ha dato ottimi suggerimenti per la stesura della tesi.

I miei colleghi: Ing. Vito Dario Colucci e Ing. Carmine Schiavone con i quali ho condiviso momenti sereni e momenti difficili.

La mia famiglia e il mio ragazzo che hanno sopportato i miei momenti di ira e mi hanno incoraggiata per le mie delusioni.