

Valutazione del rischio ambientale da fonti inquinanti puntuali e diffuse.

Analisi delle interazioni delle funzioni ecosistemiche e della conseguente valutazione del costo ambientale e della risorsa così come definito nel decreto del 24/02/2015 n. 39



***Prof. Riccardo Santolini & Dott.ssa PhD Elisa Morri
Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo"
Campus Scientifico E. Mattei
61029 Urbino***

Ottobre 2017

INDICE

1. PREMESSA	pag. 2
2. QUADRO CONOSCITIVO	pag. 6
2.1. L'AREA DI STUDIO	pag. 6
2.1.1 Caratteristiche geografiche	pag. 6
2.1.2. Caratteristiche climatiche	pag. 7
2.1.3. Caratteristiche geologiche	pag. 9
2.1.4 Caratteristiche idrogeologiche	pag. 9
2.1.5. Ecosistemi, flora, vegetazione e Fauna	pag. 12
2.1.6. Considerazioni sull'area di studio	pag.13
2.2. BILANCIO ED USI DELL'ACQUA	pag. 15
2.2.1. Il bilancio Idrico	pag. 15
2.2.2. Gli usi dell'acqua	pag. 17
2.3. LA QUALITA' DELL'ACQUA	pag. 20
2.3.1 Qualità delle acque superficiali	pag. 20
2.3.2. Qualità delle acque sotterranee	pag. 23
2.4. FATTORI DI CRITICITA': CARATTERIZZAZIONE DELLE FONTI INQUINANTI	pag. 25
2.4.1. Scarichi puntuali	pag. 26
2.4.2. Scarichi di tipo diffuso	pag. 32
2.4.3. Considerazioni sui carichi inquinanti puntuali e diffusi	pag. 38
2.4.4. Carichi inquinanti associati alle acque di prima pioggia	pag. 41
3. FATTORI DI IMPATTO E VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE	pag. 51
3.1. Considerazioni sui fattori di rischio, sui costi ambientali e sulle <i>Nature based Solutions</i>	pag. 56
4. I SERVIZI ECOSISTEMICI	pag. 58
4.1. Scelta dei SE e Mappatura	pag. 60
4.2. Analisi geostatistica	pag. 65
4.3. Mappe della potenzialità di fornitura dei Servizi Ecosistemici	pag. 67
4.4. Considerazioni sulle mappe geostatistiche dei SE	pag. 69
5. VALUTAZIONE ECONOMICA DEI SE	pag. 71
5.1. Regolazione del ciclo dell'acqua e protezione dai dissesti	pag. 71
5.2. Produzione di acqua	pag. 76
5.3. Purificazione dell'acqua	pag. 81
6. IPOTESI PER SCENARI DI RIORGANIZZAZIONE PROGRESSIVA DELL'USO IMPROPRIO DELLA RISORSA ACQUA E DEL SUOLO ATTRAVERSO ANCHE L'APPLICAZIONE INTEGRATA DELLE AZIONI DEL PSR	pag. 89
7. LINEE GUIDA PER IL CONTROLLO E LA GESTIONE DEL RISCHIO IN RELAZIONE AI COSTI AMBIENTALI	pag. 92
7.1. Settore agricolo. Nutrienti ed inquinanti	pag. 92
7.2. Settore Agricolo: Prelievi idrici	pag. 100
7.3. Settore Civile: Prelievi idrici e Inquinanti	pag. 101
8. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE	pag. 105
9. BIBLIOGRAFIA	pag. 108

1. PREMESSA

Ci si può porre la domanda di come salvaguardare un bene pubblico così importante come l'acqua mantenendo le attività produttive che utilizzano questo Capitale naturale e le funzioni da cui dipendono fortemente, senza intaccarlo ulteriormente, anzi conservandone e migliorandone la qualità? Per poter rispondere obiettivamente a tale domanda è necessario costruire uno scenario (o più) che prenda origine da una banca dati relazionale delle fonti inquinanti puntuali e diffuse e delle interazioni delle funzioni ecosistemiche che ne potrebbero determinare un aumento di magnitudo secondo gli indirizzi della direttiva 2000/60/CE (DQA). La DQA, costituisce una pietra miliare per le politiche di gestione della risorsa idrica in Europa. Infatti, essa rappresenta la norma quadro che stabilisce i principi fondamentali per la protezione e gestione di tutti i corpi idrici e, unitamente ai numerosi documenti a supporto della "common implementation strategy", definisce obiettivi e vincoli. Uno dei pilastri della direttiva, la cui applicazione si è rivelata difficoltosa e controversa, è costituito dall'analisi economica e dall'applicazione dei principi dell'art.9 ovvero dal recupero dei costi e dalle "politiche dei prezzi" dell'acqua: *Gli Stati membri tengono conto del principio del recupero dei costi dei servizi idrici, compresi i costi ambientali e relativi alle risorse, prendendo in considerazione l'analisi economica effettuata in base all'allegato III e, in particolare, secondo il principio "chi inquina paga".*

L'articolo 9 della direttiva afferma inoltre che gli "Stati membri provvedono entro il 2010 (!):

- a che le politiche dei prezzi dell'acqua incentivino adeguatamente gli utenti a usare le risorse idriche in modo efficiente e contribuiscano in tal modo agli obiettivi ambientali della presente Direttiva;
- a un adeguato contributo al recupero dei costi dei servizi idrici a carico dei vari settori di impiego dell'acqua, suddivisi almeno in industria, famiglie e agricoltura, sulla base dell'analisi economica effettuata secondo l'allegato III e tenendo conto del principio «chi inquina paga».

La DQA afferma la necessità di integrare le politiche ambientali sulle acque con una approfondita analisi economica, ritenendo questa uno degli strumenti fondamentali per agevolare un utilizzo idrico sostenibile. In particolare, l'art.9 introduce il principio di un adeguato contributo al recupero dei costi e inquadra la struttura economica e finanziaria della gestione dei servizi idrici, considerando almeno quelli relativi alle famiglie, all'industria e all'agricoltura. L'aspirazione della Direttiva, tuttavia, è molto più ampia. Infatti, non fissa l'attenzione ai soli servizi idrici esistenti, comunque definiti e regolamentati, ma chiede che siano esaminati anche e contestualmente usi e servizi: utilizzi idrici esistenti, servizi impliciti o indotti dagli usi idrici più significativi in termini di pressione ambientale e di impatto. Le istanze ambientali assurgono al medesimo rango di quelle economiche e sociali e concorrono nella scelta dell'attribuzione della risorsa al miglior utilizzo che garantisca un equilibrio tra costi, ripercussioni ambientali e benefici. Bisogna quindi trovare la giusta sinergia e combinazione tra le possibili soluzioni (misure) che diano il massimo beneficio alla collettività tra la necessità di non lasciare insoddisfatta la domanda di acqua con quella di non incoraggiare modelli insediativi e produttivi eccessivamente idroesigenti, depauperativi e/o fortemente impattanti o che richiedano costi eccessivi per l'approntamento dei relativi servizi e degli interventi di tutela e/o ripristino e mantenimento. Inoltre, più recentemente, come conseguente obbligo della progressiva applicazione della DQA già ricordata, sia l'Autorità per l'Energia Elettrica il Gas e il Sistema Idrico (AEEGSI), con le delibere n. 539/2014/R/IDR e n. 662/2014/R/IDR, sia il Ministero dell'Ambiente, con il Regolamento recante i criteri per la definizione del costo ambientale e del costo della risorsa (ERC) per i vari settori d'impiego dell'acqua (DM 24 febbraio 2015, n. 39), hanno indicato la tariffa idrica come uno dei possibili strumenti economici per l'internalizzazione del costo ambientale e della risorsa generato dall'uso delle risorse idriche e AEEGSI con la delibera 662/2014, ha introdotto i primi criteri per esplicitare distintamente, a seguito dello scomputo dei

costi ambientali e della risorsa dalle altre componenti tariffarie, il valore della componente ERC così definite (664/2015/R/IDR, All. I):

- Costi ambientali (EnvC) sono la valorizzazione economica dalla riduzione e/o alterazione delle funzionalità proprie degli ecosistemi acquatici, tali da danneggiare il funzionamento degli ecosistemi acquatici stessi e/o alcuni usi degli ecosistemi acquatici e/o il benessere derivante dal non-uso di una certa risorsa;
- Costi della risorsa (ResC) sono la valorizzazione economica delle mancate opportunità (attuali e future) imposte, come conseguenza dell’allocazione per un determinato uso di una risorsa idrica scarsa in termini quali-quantitativi, ad altri potenziali utenti della medesima risorsa idrica; Nell’elaborazioni delle definizioni dei costi ambientali e della risorsa, è evidente la necessità di definire anche il concetto di “danno” posto che la direttiva 2000/60 CE e i numerosi documenti a supporto della “common implementation strategy” identificano tali costi come quelli legati al danno arrecato all’ambiente dall’utilizzo della risorsa. In ragione di ciò ed ai soli fini dell’identificazione dei costi ad esso connessi, si è definito danno come derivante da un utilizzo che provoca una qualsiasi alterazione dello stato ambientale di un corpo idrico discostandolo dagli obiettivi definiti nei piani di gestione e/o pregiudicandone il futuro raggiungimento.

OBIETTIVI DELLO STUDIO

Sulla base di queste premesse, l’obiettivo dello studio è legato alla valutazione dell’alterazione quali-quantitativa della risorsa idrica e delle funzioni ecosistemiche ad essa associate, attraverso il riconoscimento dei fattori che determinano i possibili *costi legati ai danni che l’utilizzo stesso delle risorse idriche causa all’ambiente, agli ecosistemi o ad altri utilizzatori, nonché costi legati alla alterazione/riduzione delle funzionalità degli ecosistemi acquatici o al degrado della risorsa sia per le eccessive quantità addotte sia per la minore qualità dell’acqua, tali da danneggiare gli usi dei corpi idrici o il benessere derivante dal valore assegnato al non-uso di una certa risorsa (DM 39/2015)*. Di conseguenza, l’attività si traduce nell’analisi dei fattori di rischio e delle attività *dedicate a migliorare l’impatto ambientale, a prevenire, abbattere o eliminare l’inquinamento*, considerando l’applicazione dell’analisi e della valutazione ecologica-economica dei Servizi Ecosistemici (SE) come uno strumento per il riconoscimento economico delle funzioni ecologiche e l’individuazione delle buone pratiche utili ad ottimizzare i costi.

La conoide del fiume Marecchia è stata scelta sia perché rappresenta un’importante serbatoio di acqua dolce che soddisfa il fabbisogno idrico di 200.000 residenti a cui si aggiungono 5/6 milioni di turisti da giugno a settembre, (ARPA, 2007), sia perché si è manifestata l’opportunità di poter trarre dalla valutazione dei SE, politiche di gestione più eque ed efficaci, per la qualità e la quantità di un bene primario come l’acqua. La DQA introduce un nuovo approccio nella gestione della risorsa idrica in cui gli indicatori economici entrano in un processo di valutazione integrata, finalizzato a supportare il processo decisionale non solo con riferimento alle misure infrastrutturali ma, soprattutto, a quelle finalizzate alla riduzione dei prelievi e dei carichi inquinanti.

FRAMEWORK DEL LAVORO

Sulla base di quanto fino ad ora affermato, si intende procedere per fasi successive ed integrate che si svilupperanno attraverso i passaggi descritti di seguito ed illustrati in figura 1.

STEP 1. L’analisi dei fattori che producono l’alterazione quali-quantitativa della risorsa idrica e delle funzioni ecosistemiche ad essa associate sono il primo elemento di approfondimento che costituisce questa fase del lavoro. Verranno quindi individuate le pressioni e gli impatti sugli ecosistemi della conoide legati al ciclo dell’acqua, che possono invece garantire la qualità della risorsa. Saranno considerate le fonti inquinanti sia che derivino da sorgenti puntuali che diffuse per costruire un quadro analitico necessario per la

caratterizzazione fisico-territoriale delle pressioni e delle conseguenti alterazioni degli ecosistemi che possono produrre il danno ambientale, componente chiave dei costi ambientali e della risorsa.

L'analisi del cluster di servizi ecosistemici legati al ciclo dell'acqua e la loro mappatura individuano gli ambiti ed il livello di criticità in modo da sviluppare in seguito, azioni utili a riqualificare il sistema per poter raggiungere l'obiettivo di qualità ambientale richiamato dalla direttiva.

STEP 2. Individuate le attività responsabili delle pressioni e dei conseguenti impatti che producono il danno ambientale, in particolare alla qualità della risorsa idrica, si svilupperà un'**Analisi del Rischio** di alterazione ecosistemica in relazione alla combinazione di fattori relativi a probabilità di rischio, gravità, quantità di nutrienti (N) e di inquinanti, attraverso un'analisi multicriteria secondo il modello del Water Safety Plan. Questa impostazione, permetterà di individuare una graduatoria tra i fattori di rischio e una serie di priorità su cui sviluppare azioni opportune.

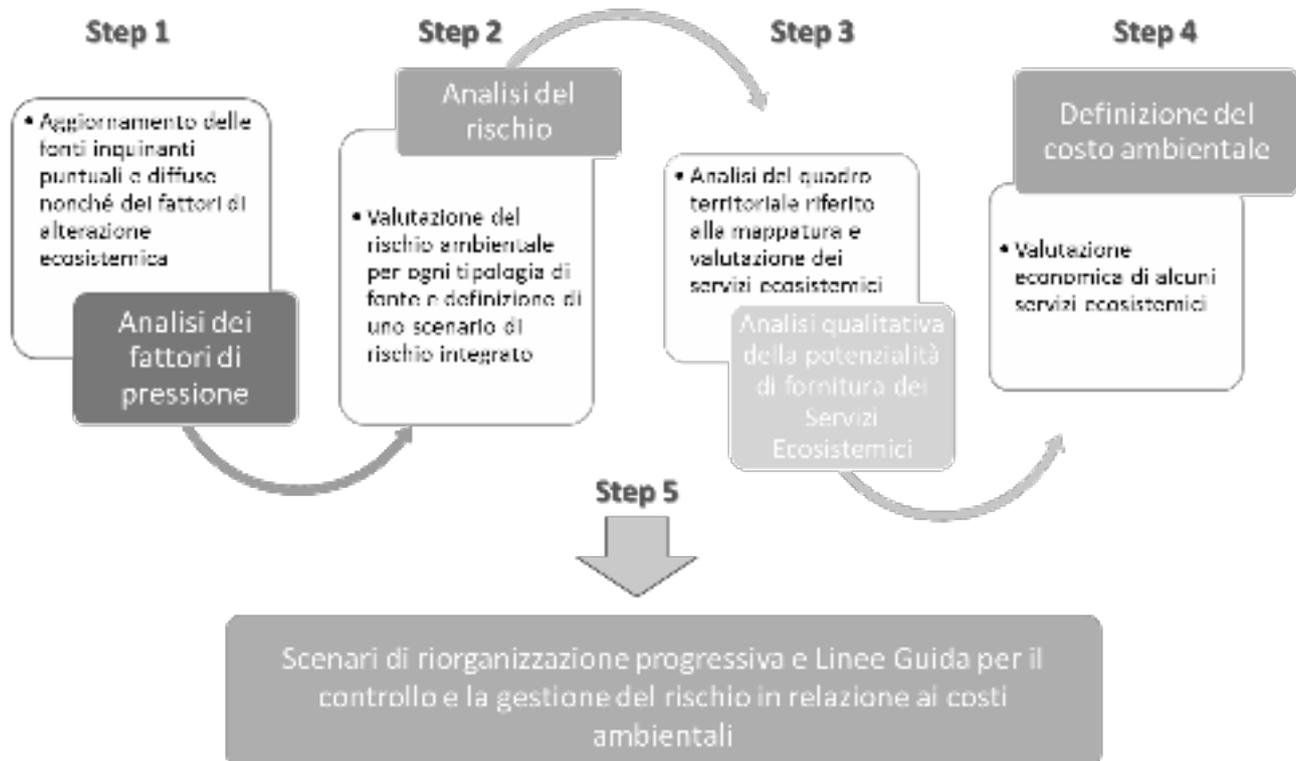
STEP 3. Da questo quadro analitico e metodologico che identifica il quadro degli impatti e delle criticità legate al ciclo dell'acqua nonché i risultati dell'analisi del rischio, si svilupperà una prima mappatura e una valutazione qualitativa dei servizi ecosistemici relativamente alla capacità potenziale di fornitura dei SE nell'area della conoide. La mappatura e la valutazione quantitativa è funzionale ad individuare le aree più sensibili e da salvaguardare come importanti elementi che favoriscono il mantenimento delle funzioni ecologiche attraverso azioni compatibili con l'uso e il mantenimento della qualità della risorsa idrica.

STEP 4. Definiti i SE ritenuti più a rischio, verrà individuato il loro valore dei servizi ecosistemici legati alla risorsa idrica e alle funzioni del sistema ambientale rispetto al panorama di usi plurimi a cui è soggetta la risorsa stessa, concettualmente afferente ai costi ambientali intesi come il valore delle attività dedicate a migliorare l'impatto ambientale dei processi aziendali, ovvero tese a prevenire, abbattere o eliminare l'inquinamento, nonché a controllare l'impatto ambientale dei processi aziendali.

STEP 5. L'obiettivo finale è quello di identificare gli strumenti più opportuni (misure del PSR, pagamenti per i Servizi ecosistemici, ecc) per salvaguardare qualità e quantità della risorsa e il mantenimento delle funzioni ecologiche del sistema attraverso specifiche misure connesse alla tutela e alla produzione delle risorse idriche (step 5).

Le azioni che vengono descritte attraverso le linee guida, possono identificare un modello di gestione economico-ecologico replicabile e funzionale al mantenimento della plurifunzionalità delle attività che si svolgono sul territorio che devono rispondere alla salvaguardia del Capitale naturale e dei suoi servizi ed all'adattamento ai cambiamenti climatici per il beneficio del sistema socio economico e territoriale dell'area di conoide del fiume Marecchia.

La complessità di tali obiettivi e la pressoché totale assenza di esperienze collaudate richiedono una elevata competenza e capacità di ricerca, finalizzata all'analisi dei costi ambientali e della risorsa relativi alla fornitura di acqua alla luce di un quadro normativo in via di ulteriore sviluppo e consolidamento, ad esempio in ragione della emanazione del decreto attuativo previsto dall'Art. 70 del D.L. 28 dicembre 2015, n. 221. Il concetto dei Pagamenti dei Servizi ecosistemici ed Ambientali (PSEA) può diventare uno strumento, nella logica del rapporto con l'utilizzatore della risorsa, nella transazione diretta tra consumatore e produttore, fermo restando la salvaguardia nel tempo della funzione collettiva del bene, considerando che il sistema di PSEA di un bene naturalistico di interesse comune, che deve mantenere intatte o incrementare le sue funzioni.



2. QUADRO CONOSCITIVO

Per poter rispondere obiettivamente alla domanda di salvaguardia del bene pubblico acqua, è necessario costruire una banca dati relazionale che comprenda tutti i fattori di alterazione degli ecosistemi che si relazionano con il ciclo dell'acqua, tutte le fonti inquinanti puntuali e diffuse che ne potrebbero determinare un aumento di magnitudo dei potenziali impatti secondo gli indirizzi della direttiva 2000/60/CE (DQA)

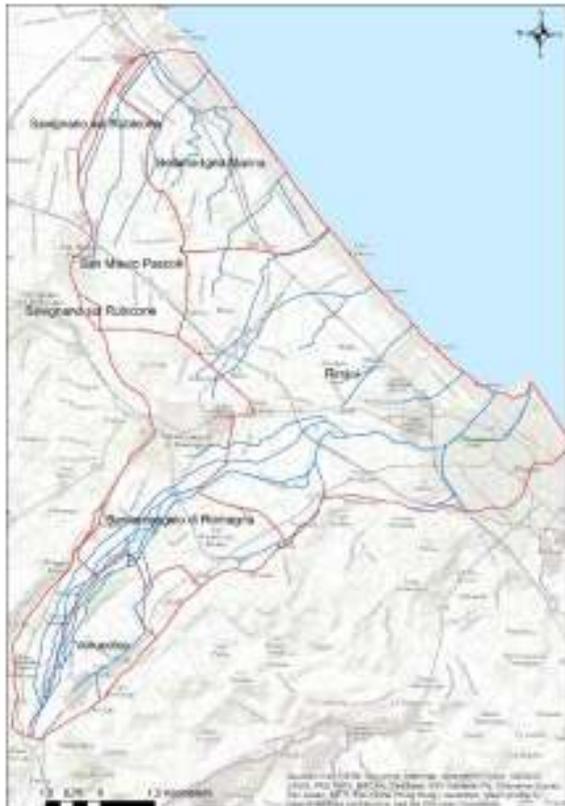
2.1. L'AREA DI STUDIO

2.1.1. Caratteristiche geografiche

L'area di studio è la conoide alluvionale del Fiume Marecchia in provincia di Rimini, con un'estensione di circa 12.300 ha ed occupa parte dei comuni di San Mauro Pascoli (unico in Provincia di FC), Bellaria-Igea Marina, Poggio Berni e Torriana, Rimini, Santarcangelo di Romagna, Verucchio (Fig. 1). Essa è in connessione con parte del bacino del Fiume Marecchia ed è unita alla conoide minore comunicante con il bacino del Fiume Uso (con cui si incontra in tutti i Comuni sopra citati escluso Verucchio).

Entrambi i fiumi, tributari diretti del Mar Adriatico, sono protagonisti di due sottobacini appartenenti alla sub unità denominata "Marecchia-Conca" dell'omonima Autorità di Bacino, del Distretto idrografico dell'Appennino Settentrionale secondo le norme europee e italiane più attuali (Dir 2000/60 CE e D Lgs 152/06), (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

Nel tratto finale di pianura il Fiume Marecchia riceve le acque del Torrente Ausa (estensione di bacino 93 km quadrati), che nasce dalla Rocca di S. Marino e dopo 17 km sfocia nel fiume Marecchia e il cui corso naturale terminale a valle è stato idraulicamente modificato in alveo completamente cementificato e rettificato e deviato poco prima dell'Autostrada A14, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).



La conoide del Marecchia ha una profondità che raggiunge anche i 300 m con una capacità di almeno 100 milioni di m³ di acqua (Toni e Zaghini 1988) di cui circa 1/3 normalmente utilizzata per usi plurimi (Arpa, 2006). E' il serbatoio della Romagna tanto che Romagna Acque ha un'opzione di 33 milioni di m³ da distribuire in periodo di crisi idrica pari circa alla capacità dell'invaso di Ridracoli. La potenzialità del conoide è resa evidente dalla costante presenza di un peso demografico estivo di oltre 3/5 milioni di persone ed una presenza media annuale di circa 13 milioni di persone. Questo spiega l'enorme importanza del serbatoio costituito dal Conoide del fiume Marecchia e della sua riserva idrica. Tuttavia esistono una serie di fattori che ne alterano la qualità e ne mettono a rischio la disponibilità (par. 5).

Fig.2. Area di studio: conoide del fiume Marecchia

2.1.2. Caratteristiche climatiche

La Conoide Alluvionale Maggiore della Valmarecchia si sviluppa principalmente in direzione N-NE con orientamento antiappenninico, al margine della pianura padana, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

Pertanto la Valmarecchia risente del clima continentale della Pianura Padana e solo marginalmente dell'effetto dell'azione mitigatrice svolta dal Mare Adriatico, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

La pluviometria dell'area romagnolo-marchigiana risente fortemente delle caratteristiche orografiche, di orientamento della valle e della distanza dal mare (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

Le perturbazioni provengono generalmente da nord-est (comprese le correnti fredde dai Balcani) e, pur producendo le maggiori precipitazioni sui rilievi, piogge di versante (o piogge orografiche), non di rado danno luogo a violenti rovesci sulla costa e nella fascia pedecollinare, originando una elevata variabilità rispetto ai valori medi, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

Nel bacino del Marecchia, negli ultimi dieci anni, sono caduti circa 845 mm di pioggia in pianura e 1050 in collina, pari a circa 600 milioni di m³ di acqua (Tosi 2000).

Come si evidenzia dall'analisi dei dati comunali dell'Atlante climatico dell'Emilia-Romagna (1961-2015) (ARPA 2017) (Tab.1), i trend che ricomprendono i dati precedenti sono significativamente negativi, soprattutto per l'area di conoide che dipenderà sempre di più dagli apporti di monte dal momento che il bacino del Marecchia-Ausa presenta un regime idrologico marcatamente torrentizio, con deflussi naturali strettamente influenzati dal regime pluviometrico: in estate molto modesti o anche nulli mentre invece con le piogge autunnali o primaverili (anche accompagnate dal disgelo) sono possibili piene importanti.

Comuni interessati dalla conoide		Tmed '61-'90	Tmed '91-'15	Variazione °C	Prec '61-'90	Prec '91-'15	Variazione mm
BELLARIA-IGEA MARINA	RN	13,0	14,1	1,1	779	769	-10
SAN MAURO PASCOLI	FC	13,0	13,8	0,9	845	790	-55
RIMINI	RN	13,0	13,9	0,8	830	789	-41
SANT'ARCANGELO DI ROMAGNA	RN	12,9	13,9	1,0	901	808	-93
TORRIANA	RN	12,7	13,5	0,9	892	842	-49
VERUCCHIO	RN	12,8	13,6	0,8	865	813	-51
medie		12,9	13,8	0,9	852,0	801,9	-50,1

Comuni dell'alta valle		Tmed '61-'90	Tmed '91-'15	Variazione °C	Prec '61-'90	Prec '91-'15	Variazione mm
CASTELDELICI	RN	9,7	10,9	1,2	1202	1241	40
PENNABILLI	RN	11,3	12,4	1,0	1048	1042	-6
NOVAFELTRIA	RN	11,5	12,4	1,0	978	948	-30
MAIOLO	RN	12,0	12,9	0,9	962	950	-13
SAN LEO	RN	12,3	13,2	0,9	919	903	-15
TALAMELLO	RN	12,1	13,1	1,0	933	920	-13
medie		11,5	12,5	1,0	1006,9	1000,6	-6,3

Tab. 1. Temperature, precipitazioni e rispettive variazioni riferite ai comuni di conoide e di alta valle (Atlante climatico dell'Emilia-Romagna - 1961-2015 - RER, edizione 2017)

Le carte relative al Bilancio idroclimatico annuo ed estivo (giugno, luglio e agosto) che consiste nella differenza tra evapotraspirazione (etp) e precipitazioni, per il trentennio di riferimento 1961-1990 e per il periodo 1991-2015, evidenziano in modo significativo, i valori negativi delle differenze soprattutto in periodo estivo sottolineando la necessità di limitare il fenomeno di evapotraspirazione attraverso forme importanti di copertura vegetazionale.



Fig.3. Bilancio idroclimatico annuo 1991-2015 (in alto), bilancio idroclimatico estivo 1991-2015 (centro) e 1961-1990 (sotto).

2.1.3. Caratteristiche geologiche

Nel territorio del bacino del F. Marecchia affiorano principalmente terreni appartenenti ai domini Ligure, Epiligure e al dominio Umbro-marchigiano-romagnolo, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

La successione Umbro-marchigiano-romagnola (Marnoso-arenacea della Valmarecchia) affiora con caratteristiche diverse sui due lati del Marecchia: in sinistra predomina la componente arenacea, mentre in destra quella polilitica (con un elevato numero di eventi franosi). Il passaggio fra le due litologie è generalmente marcato da contatti tettonici, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

La complessa situazione geologica della Valmarecchia è caratterizzata dalla presenza nel bacino di sedimentazione di ripetute frane sottomarine, che coinvolgevano sia i depositi prevalentemente pelitici (peliti dei "Ghioli di letto"), sia i depositi delle Liguridi (es. Argille Varicolori della Valmarecchia costituite da argille grigionerastre-verdastre e/o rossastre), sia, in misura minore, i blocchi arenaceo-calcarei appartenenti alla successione Epiligure. Proprio ai depositi Epiliguri è legata la morfologia dominante dell'alta Valmarecchia, caratterizzata dall'emergere, sul paesaggio costituito da substrato argilloso, di litotipi più competenti, come ammassi rocciosi isolati. Procedendo verso NE si incontrano, sempre intercalati ai terreni liguri, la Formazione Gessoso-solfifera, costituita da affioramenti di gesso macrocristallino nei pressi di Torriana e Montebello (frazione di Torriana), la Formazione a Colombacci costituita da argille grigie con sporadiche intercalazioni arenacee e strati di calcari marnosi e la formazione delle Argille Azzurre Pleistoceniche. Le due ultime formazioni conferiscono al paesaggio una tipica morfologia calanchiva, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

Le sequenze stratigrafiche nell'ordine attuale, iniziando dal basso: Unità tettonica Cervarola-Falterona (Marne di Vicchio), Successione Umbro-marchigiano-romagnola (Formazione marnosoarenacea, Unità interna, Marne di Verghereto, Formazione marnoso-arenacea, Unità esterna, Ghioli di letto, Formazione gessoso-solfifera, Formazione a Colombacci, Argille azzurre, Arenarie di Monte Perticara), Coltre della Valmarecchia, Unità Liguri (Argille Varicolori, Formazione di Sillano, Formazione di Pugliano, Formazione di Monte Morello, Unità Subliguri, Arenarie di Monte Senario, Unità Epiliguri, Breccie Poligeniche del Sasso Simone, Formazione di San Marino, Formazione di Monte Fumaiolo, Argille di Montebello, Formazione di Acquaviva, Argille di Casa i Gessi, Evaporati), (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

2.1.4. Caratteristiche idrogeologiche

In relazione al sollevamento strutturale della catena appenninica, il limite tra depositi appenninici e padani ha migrato nel tempo verso nord, (e così il Po ha migrato più a nord e più in alto, con perno ideale del movimento nel punto di ingresso del Po a Ovest dell'Emilia-Romagna; ed ha consentito la deposizione differenziata di sedimenti (ed acque coeve) secondo una direttrice verso l'alto e verso nord), (Regione Emilia Romagna, 2005).

E così tutto il reticolo idrografico è evoluto: la pianura emiliano romagnola si è accresciuta; progressivamente si è sviluppato un drenaggio che ha prodotto la costruzione di conoidi alluvionali al margine appenninico, (Regione Emilia Romagna, 2005).

Tutta la pianura emiliano Romagnola contiene "Acque sotterranee" (Regione Emilia Romagna, 2005) sotto la superficie del terreno, nella zona di saturazione e in diretto contatto con il suolo e il sottosuolo così come definite dal D. Lgs 152/99 e T.U.A.

Del Fiume Marecchia va messa in evidenza la conoide, che costituisce una significativa risorsa idrica per uso potabile. La conoide maggiore del Fiume Marecchia e la conoide minore del Torrente Uso, (e conoide

intermedia del Conca) formano gli acquiferi di pianura tra i più sfruttati della subunità Marecchia-Conca, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

Tutte le tre conoidi alluvionali appenniniche sono complessi sistemi deposizionali saturati in acqua dolce che consentono la ricarica da pioggia e lo scambio con il reticolo idrografico, in condizioni freatiche, che diventano confinate nella parte distale, (Regione Emilia Romagna, 2005).

Per la Conoide del Marecchia si distinguono tre principali acquiferi (Fig. 4), (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

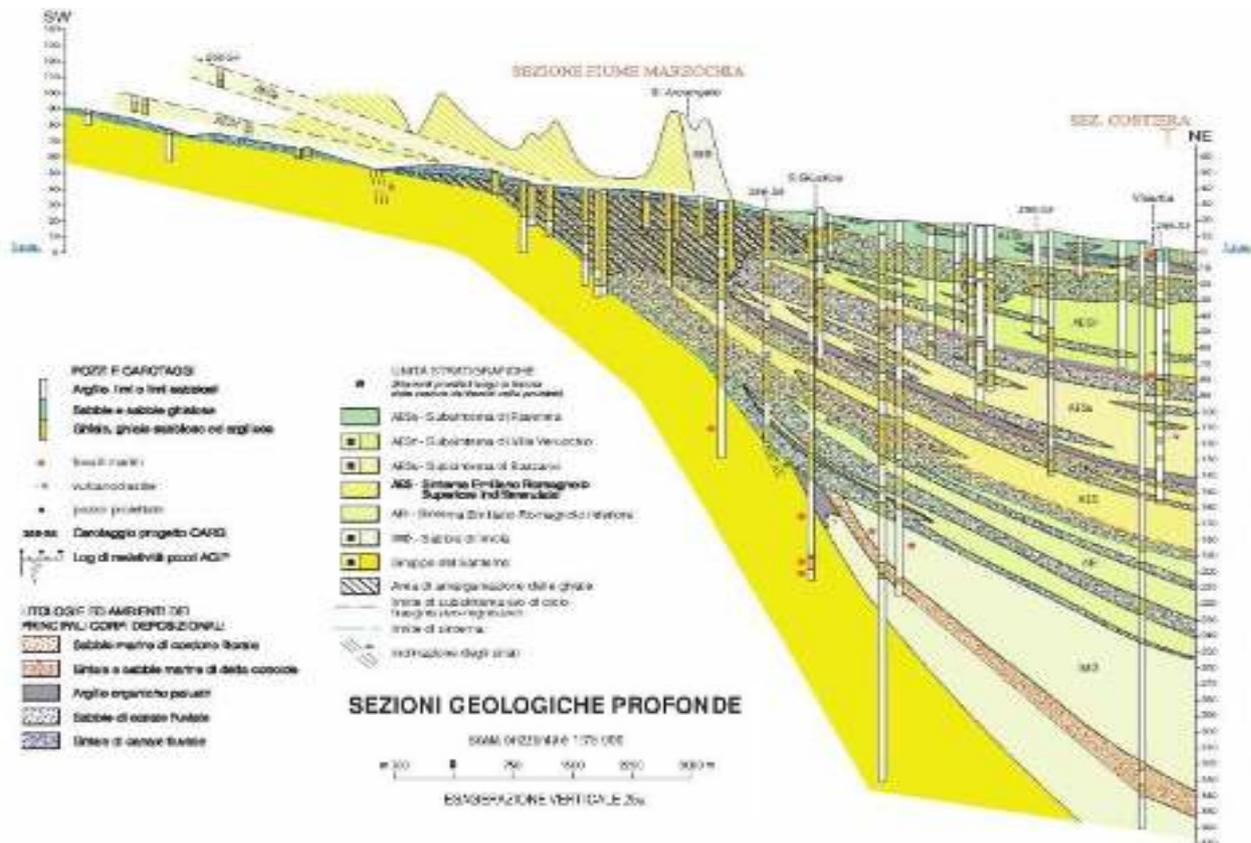


Fig. 4. Sezione geologica del Comune di Rimini che ci fa comprendere anche le posizioni dei vari acquiferi. La base dell'acquifero A corrisponde alla base dell'unità stratigrafica AES. La base dell'acquifero B corrisponde alla base dell'unità stratigrafica AEI. La base dell'acquifero C corrisponde alla base dell'unità stratigrafica IMO. (Dal Quadro Conoscitivo del Piano Strutturale Comunale di Rimini, 2011).

Acquifero A. Interessa i depositi di conoide alluvionale ad alimentazione appenninica e percorre longitudinalmente l'area di ricarica degli acquiferi affioranti fra Verucchio e Santarcangelo di Romagna, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010). A partire da questa zona, la base dell'acquifero si approfondisce, passando, da una quota di circa 90 m s.l.m. a -190 m s.l.m., presso Viserba, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010). Quindi lo spessore utile, inizialmente di non più di 20 m, arriva a un massimo di 100 m, e dopo Viserba rimane superiore ai 40 m, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

I sistemi acquiferi presenti in questo tratto sono riferibili ad ambienti deposizionali di conoide alluvionale ad alimentazione appenninica, costituiti da litotipi prevalentemente grossolani quali ghiaie, ghiaie sabbiose e argillose e ad ambienti deposizionali di pianura costiera (sabbie), (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010). Nella parte alta del gruppo acquifero A, i nitrati sono pressochè ubiquitari, a dimostrazione che le acque sedimentarie sono state praticamente sostituite completamente da acque più recenti (dell'ordine di qualche decina d'anni al massimo) e contaminate. (Regione Emilia Romagna, 2005).

L'Acquifero B. è presente nella sezione a partire da Santarcangelo di Romagna. In questo punto la base del gruppo si trova a circa -70 m s.l.m. e si approfondisce fino a 250 m s.l.m. al termine della sezione. Gli spessori utili del gruppo B si attestano su valori medi di circa 20 m, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

L'Acquifero C presenta un approfondimento rapido della base sino a una quota di circa 370 m s.l.m. con spessori utili tra i 20 e i 40 m per un tratto di circa 1 km a valle di Santarcangelo di Romagna, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

Nelle parti poco sfruttate, (inferiore del gruppo acquifero A, parte del gruppo acquifero B e parte del gruppo acquifero C), il ricambio dovuto alla coltivazione delle falde per ora non ha raggiunto le acque originali, (Regione Emilia Romagna, 2005). L'alimentazione dei gruppi acquiferi è localizzata nell'area di affioramento dei depositi di conoide. Le falde costiere sono soggette ad episodi di intrusione del cuneo salino, (Autorità di Bacino fiume Arno, 2010).

Per quanto concerne il flusso in uscita, immaginando la sezione longitudinale: è diretto genericamente da monte a valle con velocità orizzontale più elevata al tetto del sistema (acquiferi a pelo libero) che tende a divenire nulla alla base del sistema; assume una componente verticale significativa in corrispondenza dei pozzi attivi; altre uscite possibili dal sistema sono i casi di connessione con i fiumi, gli acquiferi freatici della media e bassa pianura non connessi con quelli profondi e la maggior parte dei sistemi costieri. Mentre l'ingresso naturale d'acqua al sistema (ove idraulicamente possibile) avviene invece nelle aree di alimentazione pedeappenninica, sia attraverso il subalveo di fondovalle, sia lungo le aste fluviali. Il volume d'acqua in ingresso dipende dalla pressione nei complessi idrogeologici. Se l'acquifero è sfruttato, la ricarica è maggiore, dato che tende a compensare le uscite e sempre che la disponibilità idrica sia sufficiente. Ancora, ne segue che le aree caratterizzate da subsidenza elevata hanno la duplice concomitanza di sfruttamento elevato, di prevalente confinamento degli acquiferi, di diffusa presenza di sedimenti fini compressibili (gli stessi che generano il sconfinamento), (Regione Emilia Romagna, 2005).

Il contributo netto della risorsa superficiale all'alimentazione della conoide per infiltrazione diretta in alveo nel tratto di pianura è stimata in 24,92 Mmc annui (Autorità di Bacino Marecchia-Conca, 2012). Inoltre il sistema è caratterizzata da numerosi invasi con una capacità di stoccaggio significativa (Tab. 2).

Capacità di stoccaggio dei bacini		
Laghi caccia (prof media 50 cm)	19 chiari- 35 ha	
Altri bacini di cava (prof media 50 cm)	32 laghi- 80 ha	
	totale	575.000 m³
Bacini di cava		
(Santarini, Adriascavi, Incal System, Pesaresi)		4-5 Mm³
Impianto pesca sportiva (prof media 2m)	7 laghi- 3.32 ha	66.400 m³
Golf	16 laghi- 5.37 ha	360.575 m³

Tab.2. Stima della capacità di stoccaggio dei bacini nel bacino del Marecchia (Santolini e Morri, 2004)

2.1.1. Ecosistemi, flora, vegetazione e fauna

Il territorio oggetto di studio e in particolare tutto il bacino del fiume Marecchia nella sua parte collinare e di pianura è caratterizzato da alcuni ambienti di pregio ma in parte degradato per la distruzione di habitat ed il sovrasfruttamento di risorse naturali.

La conoide può essere suddivisa in tre tipi di unità di paesaggio (dai Piani Strutturali Comunali e il Piano di Coordinamento Territoriale Provinciale): Conurbazione costiera, Pianura alluvionale e intravalliva, Collina (Comune di Rimini, 2010; Comune Santarcangelo di Romagna, 2008).

L'**unità di paesaggio della collina**, la "Ripa di Zangheri" (vicino al torrente Uso) è un'emergenza di alto valore vegetazionale e faunistico, (Comune Santarcangelo di Romagna, 2008). La "Ripa di Zangheri", (sul Rio Mavone) è un biotopo dall'ambiente scosceso, con flora protetta, ed è sito di riproduzione di anfibi alcuni dei quali presenti negli elenchi europei (L.N. n° 157/92, convenzione di Berna e direttive CEE "Specie di interesse comunitario" n° 244/91 e n° 43/92), (Comune di Verucchio, 2008. Santolini, 1994). L'ambito perifluviale del rio Mavone è un collegamento ecologico di rilevanza provinciale, L.R.6/2000, (Comune di Verucchio, 2008).

Nello stesso Comune, a Sud-Ovest della Conoide, i Rii Felisina e Lazzara e l'Oasi "Cà Brigida" (in località Dogana, alla confluenza tra i 2 rii) di rilevanza regionale per la fauna che attraversa la S.P. Marecchiese e sono una connessione ecologica con gli appennini, (Comune di Verucchio 2008). L'oasi (17 ha) fa parte del sistema nazionale delle oasi WWF per la fauna selvatica, Dir 79/409, per favorire sosta, riproduzione, svernamento di vari animali, (Comune di Verucchio, 2008).

Tra le altre aree protette, l'Oasi "Le Grazie", a ridosso del Convento omonimo, sul Colle di Covignano, (Comune di Rimini, 2010).

In questa unità di paesaggio, viene ricompresa anche parte del sito di importanza comunitaria "Torriana, Montebello, Fiume Marecchia" (SIC IT 4090002) di 2232 ha, (Dir 92/43/CEE (Habitat), attuata con DPR n° 357/97. DMA 3 aprile 2000, all. B elenco dei S.I.C. italiani proposti), con all'interno l'Oasi di protezione della fauna di Torriana-Montebello (852,4 ha) (istituto definito da L.N.157/92 e disciplinato da L.R. 8/94 e succ. mod.), comprende le colline più occidentali della provincia di Rimini, in sinistra orografica al Marecchia, e un esteso tratto del fiume compreso tra Ponte Verucchio e San Martino dei Mulini. Il SIC è caratterizzato da rupi calcaree e calanchi, rilievi di argille scagliose, "calcare di San Marino" e l'affioramento di gesso selenitico del messiniano a Montebello. Sono numerose le specie vegetali rare e minacciate presenti (per esempio è l'unica stazione conosciuta per l'Emilia-Romagna di *Ophris speculum*), (Comune Santarcangelo di Romagna, 2008).

Nella **Conurbazione costiera** il sistema dunale è pressoché assente, sostituito da insediamenti (e dall'erosione antropica, causata soprattutto da asporto fluviale, da regimazione dei fiumi e subsidenza); quasi totalmente assenti anche i varchi (per lo scambio tra l'interno e il mare), (Comune di Rimini, 2010) ad esclusione del reticolo idrografico che nella parte urbana è sempre tombinato o, nel migliore dei casi, sostituito da un parco pubblico (Ausa).

L'unità di paesaggio, **Pianura alluvionale e intravalliva**, è la porzione di territorio di maggiore interesse per quanto riguarda il ciclo dell'acqua. Vi è compreso parte del fiume Marecchia e del torrente Uso. Il primo è uno dei principali corridoi ecologici provinciali, con fauna e flora ricche ed ambienti diversificati nelle poche aree verdi. Il secondo, a confine con la Provincia di Forlì-Cesena, nel corso superiore presenta una ricca vegetazione ed è comunque funzionale alla rete ecologica provinciale.

Nella stessa unità di paesaggio, la pianura alluvionale agricola del Marecchia e dell'Uso è zona di ricarica e vulnerabilità della falda, (Comune Santarcangelo di Romagna, 2008). I bacini artificiali delle aree umide del

fiume Marecchia, a Verucchio, sono in parte naturalizzati, con vegetazione tipica, nidificazione uccelli acquatici migratori ed il protetto *Emys orbicularis*, (L.N. n° 157/92, convenzione di Berna e dir. CEE “Specie di interesse comunitario” n° 244/91 e n° 43/92), (Comune di Verucchio, 2008; Santolini, 1994).

I grandi invasi (Santarini, Adriascavi, Incal System, Pesaresi) e gli altri specchi d'acqua a ridosso dell'alveo del Fiume Marecchia ospitano una discreta biodiversità, (Comune di Rimini, 2010; Casini et al., 2003). Anche le poche e piccole particelle eterogenee e le zone umide sono importanti per la vegetazione più naturale e la protezione della falda e della qualità dell'acqua e per un potenziale stoccaggio di acqua per la ricarica della falda e per altri usi funzionali al ciclo dell'acqua.

Questo sistema di bacini sono all'interno del Sito Natura 2000 denominato “SIC Torriana, Montebello, Fiume Marecchia (codice: IT4090002)” che si stende per circa 14 km lungo la parte bassa del fiume e comprende una serie di laghi di ex cava, tra cui l'In.Cal System. Si tratta di ampi bacini con pareti ripide di notevole importanza ecologica entro i quali si sono insediate vaste porzioni di bosco igrofilo, a *Salix* sp. e *Populus* sp.. L'ampiezza degli specchi d'acqua, lo sviluppo di vegetazione arbustiva e arborea e la relativa tranquillità dell'area, sono i fattori che hanno determinato nel tempo la grande ricettività ecologica di questi ambienti artificiali, vicarianti degli habitat naturali tipici dei tratti di pianura dei fiumi. I laghi di ex cava del Marecchia sono habitat importantissimi per un enorme numero di specie di uccelli acquatici, sia in fase di migrazione e svernamento, sia durante la stagione riproduttiva.

La fauna è molto ricca e molto diversificata tra anfibi, rettili e uccelli (67 specie nidificanti), (Guardie Ecologiche Volontarie, 2009). Ad esempio, il Rinolofo minore (*Rhinolophus hipposideros*) è di interesse comunitario, (Comune Santarcangelo di Romagna, 2008). L'istrice (*Hyistrix cristata*) solo qui trova la collocazione più a nord dell'Italia, (Guardie Ecologiche Volontarie, 2009). Tra gli uccelli, almeno 22 specie di interesse comunitario usano questa zona, delle quali 10 regolarmente nidificanti. L'alveo molto ampio, disseminato da stagni artificiali, ha 4 specie ittiche di interesse comunitario. È l'area di maggiore interesse faunistico e naturalistico del Riminese (Comune Santarcangelo di Romagna, 2008).

Il lago In.Cal System di proprietà del comune di Rimini, è sicuramente il più interessante di questi bacini. Elemento di grande importanza naturalistica è la colonia di aironi e cormorani (garzaia) composta da diverse specie di Ardeidae, insediata, almeno dal 1992, nel bosco ripariale del lago. Gli Ardeidi sono uno degli elementi di maggiore valore naturalistico e paesaggistico degli ambienti di pianura dell'Italia settentrionale e queste specie si distribuiscono lungo il fiume per alimentarsi utilizzando gli ecosistemi idonei presenti. La colonia, inizialmente composta da coppie di Garzetta (*Egretta garzetta*) e Nitticora (*Nycticorax nycticorax*) fino al 2010, è negli ultimi anni notevolmente accresciuta, sia in numero di specie presenti, sia in termini di consistenza numerica delle coppie nidificanti. Nel 2011 si sono insediate altre specie di Ardeidi come l'Airone cenerino (*Ardea cinerea*) e la Sgarza ciuffetto (*Ardeola ralloides*) e due specie di Falacrocoracidi: il Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) e il raro Marangone minore (*Phalacrocorax pygmeus*). Nell'ultima stagione riproduttiva, erano presenti anche 6 – 8 coppie di Airone guardabuoi (*Bubulcus ibis*).

2.1.2. Considerazioni sull'area di studio

La bassa valle del fiume Marecchia è un ambito cruciale rispetto alle funzioni che può esprimere a servizio della popolazione residente e turistica. Funzioni ricreative (es. pista ciclabile, sport plein air, birdwatching), di approvvigionamento (es. agricoltura compatibile) nonché funzioni regolative che garantiscono l'efficienza e l'efficacia degli ecosistemi che generano risorse (es. acqua) per il mantenimento di attività cruciali come il turismo, l'agricoltura e l'industria. Questo deve comportare una grande attenzione nelle scelte d'uso del territorio, conseguenti a strategie che tengano conto degli impatti ambientali che beni e servizi possono

produrre nel corso del loro ciclo di vita. La *Green Public Procurement* (GPP), uno dei pilastri della strategia Europa 2020, è uno strumento con cui attivare il dialogo fra pubblico e privato in cui il territorio diventa protagonista dell'applicazione della strategia di sviluppo sostenibile.

In relazione a quanto detto, il territorio in oggetto dovrebbe diventare un laboratorio permanente di sostenibilità, uno spazio espositivo per nuove idee, per promuovere il turismo sostenibile, l'eco-restauro e location di incontri internazionali. Un luogo in cui la naturalità presente e quella potenziale possano esprimersi attraverso una compatibilità evidente e misurabile tra usi sostenibili e biodiversità, fermo restando la salvaguardia nel tempo delle funzioni collettive del bene (servizi ecosistemici) che devono mantenere intatte o incrementare la loro funzionalità (art. 70, LN221/2015) attraverso quelle azioni (GPP) che creano economie circolari. In questo modo, l'essere umano si pone al centro dei processi di sviluppo ma nel rispetto del capitale naturale, evitando di fare della sostenibilità solo un contenitore di soluzioni tecnologiche, ma piuttosto una filosofia umana ed un approccio di vita (Benessere Equo e Sostenibile, ISTAT 2016).

2.2. BILANCIO E USI DELL'ACQUA

2.2.1. Il bilancio idrico

Il bilancio idrologico del fiume Marecchia deriva da uno studio condotto dall'Autorità di Bacino Interregionale Marecchia-Conca nel 2012 (Morolli, a cura di). In particolare il bacino idrografico del Marecchia ai fini dello studio citato viene suddiviso in 19 sottobacini, sottesi a 19 sezioni di chiusura che, a diversa ragione, sono state considerate significative (o perché corrispondenti a punti di chiusura di bacini affluenti, o perché a monte o a valle di importanti derivazioni, ovvero in corrispondenza di variazioni idromorfologiche, ecc.).

La tabella 3 mostra i deflussi superficiali cumulati su base stagionale (al netto dell'evapotraspirazione) per i sottobacini di fig. 5 (in rosa scuro l'area della porzione di conoide).

Nella Tabella 4 sono, invece, riportati i valori di deflusso medio annuo e i valori cumulati su base stagionale.

Nel bilancio idrologico naturale del bacino del Marecchia occorre considerare la conoide alluvionale che interagisce direttamente con i deflussi superficiali, assorbendo ingenti volumi fino a rendere, spesso, nulli i deflussi superficiali in periodo estivo nel tratto a valle dell'area di alimentazione (sezioni 27.10 e 27.13) (autorità di bacino Marecchia-Conca 2012). Pertanto viene stimato un contributo "perso" dal deflusso superficiale a favore dell'alimentazione per infiltrazione diretta in alveo nel tratto di pianura pari a 24,92 Mmc/anno che riporta i dati di deflusso per le stazioni 27.10 e 27.13 ai valori di tabella 5.

L'ambito spaziale in cui viene principalmente collocata l'azione di ricarica è la fascia di amalgamazione delle ghiaie in diretto collegamento con l'alveo fluviale, individuata tra Corpòlò (a valle dell'incisione d'alveo che caratterizza la prima parte del tratto fluviale a valle della chiusura di bacino montano) e la località San Martino dei Molini (Santarcangelo di Romagna) ove la conoide inizia la sua vera e propria differenziazione stratigrafica.



Fig. 5. Suddivisione del bacino idrografico del Marecchia in 19 sottobacini per i quali è stato elaborato il bilancio idrico stagionale (autorità di bacino Marecchia-Conca 2012)

Sez.ne	fiume	Sup. bacino (km ²)	Primavera (Mmc)	Estate (Mmc)	Autunno (Mmc)	Inverno (Mmc)	Q _{medann} (mc/s)*
27.01	Marecchia	46,02	8,52	1,40	9,38	11,31	0,97
Ps.01	Presale	51,02	7,54	1,21	8,47	10,03	0,86
27.02	Marecchia	97,49	15,95	2,35	20,01	21,32	1,89
27.03	Marecchia	153,72	21,02	3,00	27,67	28,19	2,53
Sn.01	Senatello	49,08	9,16	1,49	10,22	12,17	1,05
27.04	Marecchia	202,82	25,19	3,45	35,05	33,92	3,10
Ms.01	Messa	15,52	2,46	0,46	2,36	3,25	0,27
27.05	Marecchia	265,64	26,93	4,02	44,10	36,31	3,53
Pn.01	Prena	15,83	2,38	0,44	2,27	3,14	0,26
27.06	Marecchia	342,66	37,44	4,86	56,22	50,71	4,73
27.07	Marecchia	365,27	37,80	4,83	57,95	51,30	4,82
Mz.01	Mazzocco	46,95	4,43	0,72	4,92	5,89	0,51
27.08	Marecchia	412,23	42,16	5,29	66,40	57,34	5,43
Sm.01	San Marino	37,09	2,25	0,38	2,42	2,99	0,26
27.09	Marecchia	465,91	45,59	5,65	73,22	62,12	5,92
27.10	Marecchia	494,73	47,58	5,86	77,25	64,89	6,20
27.11	Ausa	24,78	1,04	0,13	1,29	1,46	0,12
27.12	Ausa	71,98	3,007	0,465	3,545	4,009	0,35
27.13	Marecchia	665,1	55,27	6,68	93,21	75,65	7,32

*I valori di portata istantanea media annua sono elaborati a partire dai valori cumulati su base stagionale e annua

Tab.3. Bilancio idrologico naturale: afflussi medi cumulati su base stagionale (al lordo dell'evapotraspirazione e dell'infiltrazione) (autorità di bacino Marecchia-Conca 2012)

Sez.ne	fiume	Sup. bacino (km ²)	Primavera (Mmc)	Estate (Mmc)	Autunno (Mmc)	Inverno (Mmc)	Q _{medann} (mc/s)*
27.01	Marecchia	46,02	8,52	1,40	9,38	11,31	0,97
Ps.01	Presale	51,02	7,54	1,21	8,47	10,03	0,86
27.02	Marecchia	97,49	15,95	2,35	20,01	21,32	1,89
27.03	Marecchia	153,72	21,02	3,00	27,67	28,19	2,53
Sn.01	Senatello	49,08	9,16	1,49	10,22	12,17	1,05
27.04	Marecchia	202,82	25,19	3,45	35,05	33,92	3,10
Ms.01	Messa	15,52	2,46	0,46	2,36	3,25	0,27
27.05	Marecchia	265,64	26,93	4,02	44,10	36,31	3,53
Pn.01	Prena	15,83	2,38	0,44	2,27	3,14	0,26
27.06	Marecchia	342,66	37,44	4,86	56,22	50,71	4,73
27.07	Marecchia	365,27	37,80	4,83	57,95	51,30	4,82
Mz.01	Mazzocco	46,95	4,43	0,72	4,92	5,89	0,51
27.08	Marecchia	412,23	42,16	5,29	66,40	57,34	5,43
Sm.01	San Marino	37,09	2,25	0,38	2,42	2,99	0,26
27.09	Marecchia	465,91	45,59	5,65	73,22	62,12	5,92
27.10	Marecchia	494,73	47,58	5,86	77,25	64,89	6,20
27.11	Ausa	24,78	1,04	0,13	1,29	1,46	0,12
27.12	Ausa	71,98	3,007	0,465	3,545	4,009	0,35
27.13	Marecchia	665,1	55,27	6,68	93,21	75,65	7,32

*I valori di portata istantanea media annua sono elaborati a partire dai valori cumulati su base stagionale e annua

Tab. 4. Bilancio idrologico naturale: deflussi superficiali cumulati su base stagionale (al netto dell'evapotraspirazione) (autorità di bacino Marecchia-Conca 2012)

Sez.ne	Corso d'acqua	Bacino (km ²)	Prim. (Mmc)	Estate (Mmc)	Aut. (Mmc)	Inverno (Mmc)	Q _{medann} (mc/s)*
27.10	Marecchia	494,73	40,97	3,08	71,05	55,57	5,41
27.13	Marecchia	665,1	48,65	3,86	87,01	66,32	6,53

Tab. 5. Bilancio idrologico naturale: deflussi superficiali cumulati su base stagionale (al netto dell'evapotraspirazione e dell'infiltrazione per alimentazione della conoide alluvionale) (autorità di bacino Marecchia-Conca 2012)

2.2.2. Gli usi dell'acqua

Nell'areale di pianura, che rappresenta la porzione di tutto il bacino del Marecchia più popolata, la risorsa idrica principale è quella della falda sotterranea e, in particolare, della porzione distale della conoide del Marecchia ove sono localizzati 68 pozzi in concessione a "Romagna acque - Società delle fonti", per un totale di prelievo massimo assentita di 2.184 l/s (pari a 68,9 Mmc/anno). Questa potenzialità viene sfruttata mediamente al 30-35% (prelievo medio da falda, a scopo potabile pari a circa 22-25 Mmc/anno) e modulata in funzione della disponibilità di risorsa da altra fonte. In tal senso un importante contributo esterno (risorsa extra bacino) deriva proprio dal bacino artificiale di Ridracoli che contribuisce al fabbisogno idropotabile di buona parte del bacino del Marecchia e di quasi tutta l'area di pianura della provincia di Rimini (mediamente per complessivi 10-12 Mmc/anno) (Autorità di bacino Marecchia-Conca 2012). In particolare nell'area della conoide i dati relativi al prelievo da falda a scopo potabile sono pari a 24,38 Mm³ (anno 2015) nelle aree di bacino Marecchia-Ausa e bacini costieri minori per il comparto "pozzi" come da database fornito da ARPA per i comuni della conoide (Tab. 6). Per quanto riguarda gli altri usi della risorsa prelevati da falda sotterranea la tabella 6 evidenzia che i consumi irrigui sono pari a circa 4,6 Mm³ e 1,24 Mm³ per il comparto industriale mentre risultano molto minori gli usi per il comparto zootecnico.

I dati relativi ai prelievi di acque superficiali per le aree di conoide relativamente alla porzione di fiume Marecchia, torrenti Senatello e Mazzocco, indicano valori per i comparti "Sorgenti, Derivazioni, Pozzi esterni all'acquifero di pianura" pari a 2,5Mm³ per il comparto civile, 1,46 per l'irriguo e meno di 1Mm³ per il comparto zootecnico e industriale e ubicati prevalentemente nell'area montana. Gli approvvigionamenti localizzati nell'areale montano, che siano da pozzo, sorgente o derivazione hanno come effetto quello di ridurre i deflussi superficiali sul corpo idrico di appartenenza.

Prelievi risorsa idrica Mm³	Civile	Irriguo	Zootecnico	Industriale	Totale
Sotterraneo	24	4,6	0,032	1,24	29,9
Superficiale	2,5	1,46	0,07	0,14	4,17
Totale	26,5	6,1	0,1	1,38	34,07

Tab.6. Prelievi superficiali e sotterranei di risorsa idrica

Come si vede la stragrande maggioranza del prelievo dai pozzi presenti nell'acquifero della conoide del Marecchia è relativo al prelievo civile (80%). I dati di tabella 6 dimostrano in modo chiaro il ruolo preponderante del prelievo da falda nel soddisfacimento del fabbisogno idrico nell'area della conoide.

Inoltre, la componente di uso potabile deve necessariamente tener conto degli utilizzi legati alla presenza di turisti (fig. 6) che si ripercuote sia sull'aumento dei consumi anche non domestici, tra cui sono ricompresi gli alberghi, (fig. 7 esempio per il comune di Bellaria) sia sull'aumento dei valori di BOD e COD in uscita dai depuratori nei mesi estivi (fig.8).

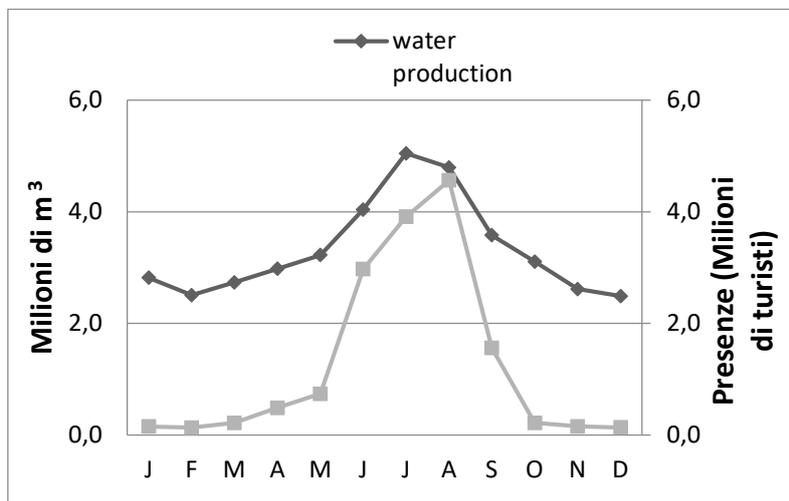


Fig. 6. Confronto tra produzione di acqua e presenze turistiche (presenze turistiche medie per periodo 1996-2006 Rimini e entroterra)

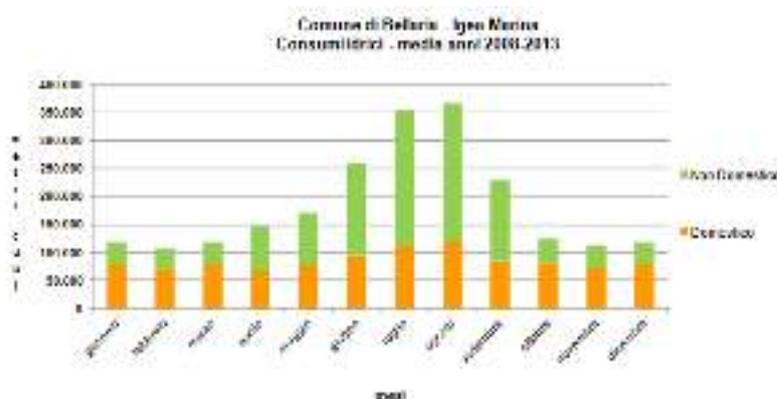


Fig. 7. Consumi medi domestici e non domestici anno 2008-2013 (fonte ARPA, 2014)

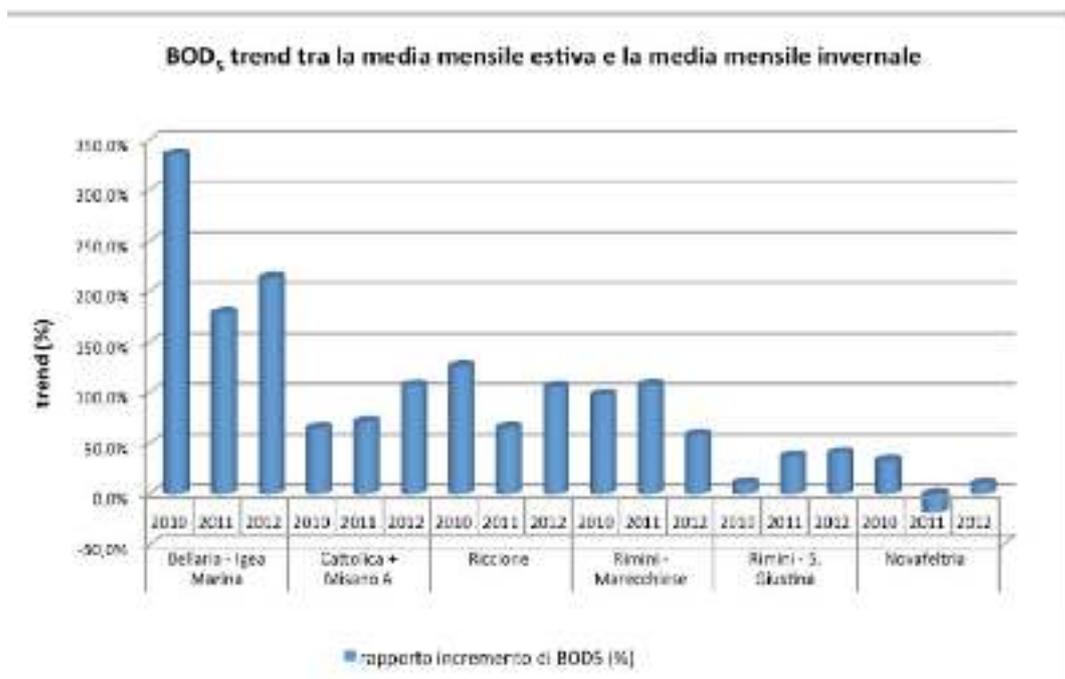


Fig. 8. Incremento/decremento in % concentrazione media mensile di BOD5 trattato mesi estivi rispetto alla media mesi invernali per gli impianti di depurazione provincia di Rimini (ARPA, 2014)

La figura 9 descrive la distribuzione spaziale dei prelievi denunciati per i diversi usi irriguo, zootecnico e industriale. La porzione del bacino maggiormente dedicata alla produzione agricola da reddito è proprio quella della conoide del Marecchia, in cui si sviluppano in particolare produzioni orticole, relativamente idroesigenti (soprattutto nei comuni di Rimini, Santarcangelo e San Mauro).

Confrontando i dati di prelievi da acque sotterranee relativi ai comuni della conoide estrapolati da ARPA (2005) con riferimento a dati del 2002 (Tab. 7) non si evidenziano particolari variazioni per il comparto civile e irriguo mentre il comparto industriale si nota una significativa contrazione a causa della cessazione di alcune attività idroesigenti, l'efficiamento dei processi industriali e la crisi del settore manifatturiero.

	civile	irriguo	zootecnico	industriale	totale
Rimini	20.730.583	2.752.000	20.000	1.212.000	24.714.583
Santarcangelo	1.623.253	1.383.000	11.913	513.346	3.531.512
Verucchio	856.889	35.000	3.000	292.000	1.186.889
Bellaria	1.757.740	715.000	13.455	116.070	2.602.265
totale	24.968.465	4.885.000	48.368	2.133.416	32.035.249
Percentuale sul totale	78.5%	15%	(associato irriguo)	6.5%	

Tab.7. Prelievi da acque sotterranee nei comuni della conoide del Marecchia (ARPA, 2006)

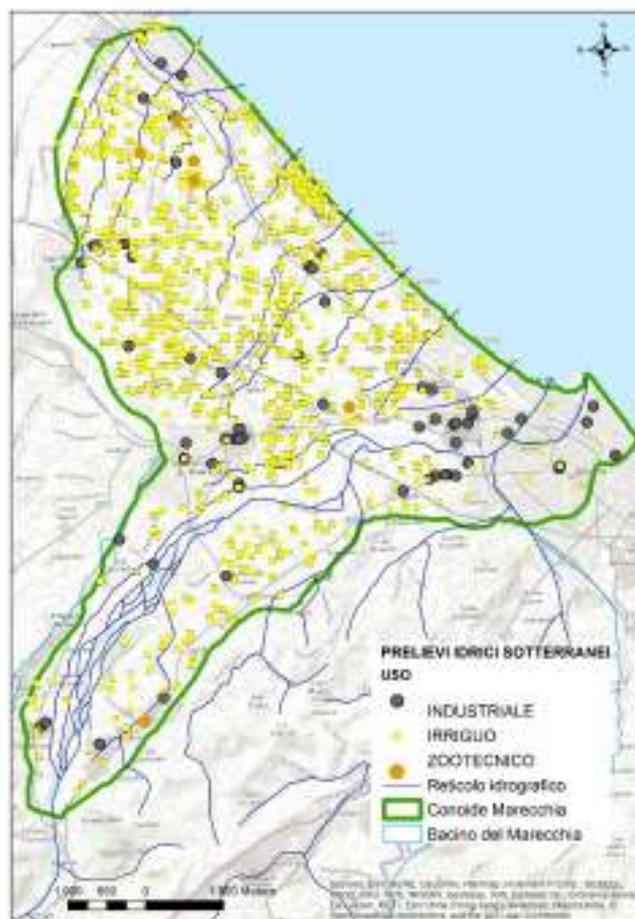


Fig. 9. Distribuzione spaziale dei prelievi sotterranei per i diversi usi

2.3. QUALITA' DELLE ACQUE

Nel territorio di studio esistono una serie di fattori che sono responsabili dell'alterazione della disponibilità idrica e soprattutto della sua qualità.

L'aspetto primario sono i carichi inquinanti, provenienti dalle varie fonti antropiche presenti sul territorio; sono in linea di massima riconducibili a due macro-categorie: carichi puntuali (scarichi domestici e industriali che recapitano in fognatura, scaricatori di piena cittadini, scarichi provenienti dal settore produttivo/industriale) e carichi diffusi. Ad esempio la presenza di nitrati in falda ha origine dall'azoto disperso in varie forme all'interno del bacino idrografico ma i fattori che possono incidere così fortemente sulla qualità delle acque sotterranee sono prevalentemente le concimazioni agricole e gli scarichi civili non collettati (Tosi, 2000).

Riguardo ai carichi diffusi, è importante valutare gli apporti al suolo da pratiche di tipo agronomico attraverso il calcolo del fabbisogno delle colture, cioè la stima di quanto le singole colture asportano dall'ambiente circostante, in termini di azoto e fosforo, che dipende essenzialmente dalla resa, ovvero dalla quantità di prodotto per unità di superficie coltivata (Arpa, 2006). Complessivamente l'andamento nel tempo delle concentrazioni di nitrati all'interno della conoide, avendo a disposizione 4 stazioni di misura (ARPA) che coprono oltre 15 anni di monitoraggio, mostra un marcato aumento medio annuo di circa 0.9 mg/l/anno.

L'aumento risulta essere particolarmente sostenuto fino al 1999, a cui poi è seguita una parziale diminuzione (par. 5.3). Altro elemento di criticità sono i pozzi per uso extradomestico e domestico. Si tratta di pozzi che perforano anche più falde mettendo in comunicazione i vari livelli con la falda superficiale aumentando così il rischio di inquinamento profondo. Dai dati relativi ad un censimento AMIR (1984) siamo in presenza di circa 4.600 pozzi extradomestici e di oltre 15.000 pozzi ad uso domestico (Tosi, 2000). E' intuitivo considerare al danno potenzialmente prodotto sia da un punto di vista della mancanza di un dato quantitativo, sia in relazione alle tecnologie usate per la perforazione che hanno determinato la miscelazione di diverse acque di falda aumentando il degrado complessivo. Da queste inevitabilmente sintetiche informazioni, risulta una criticità del sistema pari alla sua enorme importanza e potenzialità. Per la raccolta dei dati relativi a questo studio sono state considerate le superfici dei comuni di Bellaria, San Mauro Pascoli, Rimini, Santarcangelo, Verucchio, Poggio Berni e Torriana appartenenti alla porzione di conoide (Tab.8).

COMUNI	PROVINCIA	Area totale comune (ha)	Area comunale compresa nella conoide (ha)	Area comunale compresa nella conoide (%)
San Mauro Pascoli	FC	1744,34	1482,2	85,0%
Bellaria	RN	1842,6	1792,2	97,3%
Poggio Torriana	RN	3523	484	13,7%
Rimini	RN	13553,00	5491,2	40,5%
Santarcangelo di Romagna	RN	4485,75	2174,8	48,5%
Verucchio	RN	2815,62	835,4	29,7%

Tab. 8. Estensione dei comuni nella conoide considerando l'estensione del bacino idrografico pari a 639,363 km²

2.3.1. Qualità delle acque superficiali

Il sistema di classificazione per i corpi idrici superficiali fluviali, normato in Italia dal D.M. 260/2010, prevede l'attribuzione di classi di stato ecologico, sulla base della valutazione degli elementi di qualità biologica (macrobenthos, fitobenthos, macrofite acquatiche e fauna ittica), supportata dalla valutazione di elementi

idromorfologici a conferma dello stato ecologico elevato, dei parametri fisico-chimici di base e di altre sostanze chimiche non prioritarie (D.M. 260/2010 – All.1, Tab.1/B).

Lo **Stato Ecologico**, che assieme allo stato chimico, compone lo stato ambientale (ai sensi del D. Lgs. 152/06), viene espresso in cinque classi di qualità, ognuna delle quali è rappresentata da un colore specifico ed associata ad un giudizio da “elevato” a “cattivo”, che rispecchiano il progressivo allontanamento rispetto a condizioni di riferimento naturali e non alterate da attività antropiche.

Dal punto di vista della classificazione dello stato ecologico il fiume Marecchia mostra un livello sufficiente per gli anni dal 2010 al 2015 (ARPA ER) e un livello buono per lo stato chimico. Ai fini del presente studio, in relazione all’analisi dello stato ecologico delle acque superficiali per le aree di riferimento si è deciso di porre l’attenzione allo stato trofico ovvero al contenuto di nutrienti quali azoto e fosforo presenti nelle acque superficiali in funzione al confronto con i valori di definiti dall’indice LIMeco (tabella 4.1.2/a del D.M. 260/2010) (Tab. 9) utilizzato per la classificazione di base dei corsi d’acqua ai sensi del D.Lgs.152/06. L’obiettivo generale fissato dai Piani di Gestione di raggiungimento dello Stato Ecologico “buono” corrisponde alla soglia del Livello 2 di LIMeco (verde).

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
NH4 (N mg/L)	< 0,03	≤ 0,06	≤ 0,12	≤ 0,24	> 0,24
NO3 (N mg/l)	< 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	> 4,8
P tot (P mg/L)	< 0,05	≤ 0,10	≤ 0,20	≤ 0,40	> 0,40

Tab.9. Valori soglia dell’indice LIMeco (tab. 4.1.2/a DM 260/2010)

Il parametro **azoto ammoniacale** risulta presente in concentrazioni molto elevate nelle stazioni ubicate nell’areale di pianura, quindi più impattate dalle attività antropiche presenti, mentre nelle stazioni posizionate in areale di collina, e comunque nelle parti alte dei bacini, le concentrazioni di tale parametro risultano molto basse. I dati evidenziano per il bacino del Marecchia valori di 0,27 mg/L per gli anni 2010-2012 classe di livello 5 in area di chiusura di bacino (stazione 19000600 a monte cascata via tonale) mentre i valori sono pari a 0,01 mg/L nei pressi di Ponte Verucchio (stazione 19000200)

L’**azoto nella forma nitrica**, quindi ossidata, mostra una distribuzione relativamente più omogenea della forma ammoniacale, con meno situazioni estreme a livello regionale, seppure le concentrazioni risultano diffusamente superiori alla soglia dell’obiettivo di buono ricavato dall’indice LIMeco (1,2 N mg/l). In particolare i dati di ARPA mostrano per gli anni 2010-2012 valori di 2,81 mg/l in chiusura di bacino e 0,60 mg/l a ponte Verucchio e anche negli anni successivi (2012-2015) (Tab. 10) la stazione a valle è sempre in classe 3 e 4 sufficiente/scarso rispetto al raggiungimento del giudizio buono nella stazione a monte.

Bacino del Marecchia	Stazione 19000600 Monte cascata via Tonale (mg/l)	Stazione 19000200 Ponte Verucchio (mg/l)
2015	3,3	0,5
2014	1,5	0,5
2013	2,3	1
2012	2,7	0,6

Tab.10. Concentrazione media di azoto nitrico negli anni 2012-2015 (fonte ARPA ER)

La fig. 10 mostra il trend di concentrazione media di azoto nitrico nelle acque in chiusura di bacino in relazione alla portata media: la linea verde evidenzia la linea di riferimento rappresentata del valore soglia di “buono” definito dall’indice LIMeco, pari a 1,2 mg/l di N-NO₃. Le concentrazioni appaiono ben oltre il limite di livello buono per tutti gli anni considerati (2003-2012).

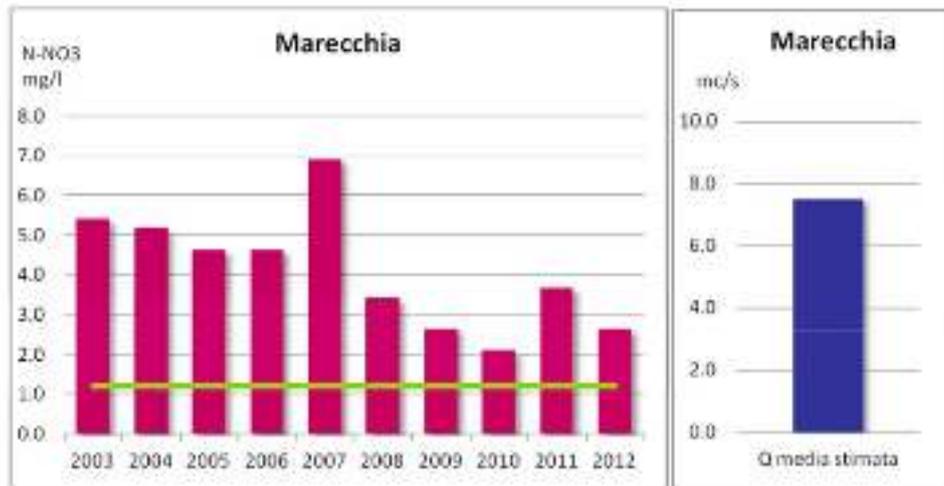


Fig. 10. Trend di concentrazione di azoto nitrico nelle acque in relazione alla portata media per gli anni 2003-2012 (fonte ARPA ER)

Per quanto riguarda il **fosforo**, spostandosi da monte verso valle, le concentrazioni nelle acque tendono ad aumentare in modo significativo, soprattutto in presenza di fonti di pressione puntuale rilevanti. In particolare i dati di ARPA mostrano per gli anni 2010-2012 valori di 0,25 mg/L in chiusura di bacino (livello 4) e 0,01 a ponte Verucchio e anche negli anni successivi (2012-2015) (tab. 11) la stazione a valle è sempre in classe 3 sufficiente con un peggioramento nel 2015 (scarso rispetto al raggiungimento del giudizio elevato nella stazione a monte costante nel tempo).

Bacino del Marecchia	Stazione 19000600 Monte cascata via Tonale (mg/l)	Stazione 19000200 Ponte Verucchio (mg/l)
2015	0,88	0,01
2014	0,25	0,01
2013	0,1	0,01
2012	0,27	0,01

Tab.12. Concentrazione media di fosforo negli anni 2012-2015 (fonte ARPA ER)

La fig.11 mostra il trend di concentrazione media di fosforo nelle acque in chiusura di bacino in relazione alla portata media: la linea verde evidenzia la linea di riferimento rappresentata del valore soglia di “buono” definito dall’indice LIMeco, pari a 0,10 mg/l di P. Le concentrazioni appaiono ben oltre il limite di livello buono per tutti gli anni considerati (2003-2012) tranne che per il biennio 2006-2007.

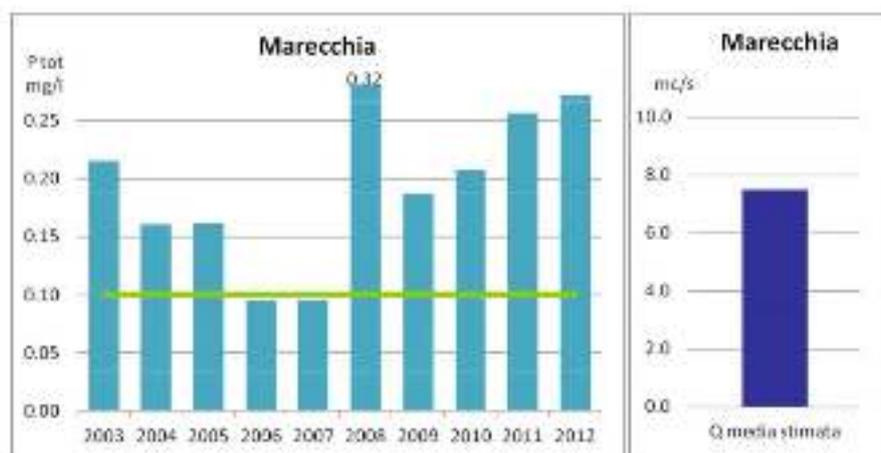


Fig. 11. Trend di concentrazione di P nelle acque in relazione alla portata media per gli anni 2003-2012 (fonte ARPA ER)

2.3.2. Qualità delle acque sotterranee

La concentrazione dell'azoto nitrico dipende dall'entità delle pressioni antropiche sia di tipo diffuso (fertilizzanti azotati in agricoltura, smaltimento di reflui zootecnici), sia di tipo puntuale (perdite da reti fognarie, scarichi puntuali di reflui urbani e industriali). La presenza di nitrati nelle acque sotterranee, ma soprattutto la loro eventuale tendenza all'aumento nel tempo, costituisce uno degli aspetti più preoccupanti dell'inquinamento delle acque sotterranee. I nitrati sono infatti ioni molto solubili, difficilmente immobilizzabili dal terreno, che percolano facilmente nel suolo raggiungendo nel tempo l'acquifero. Il limite nazionale sulla presenza di nitrati nelle acque sotterranee è pari a 50 mg/l coincidente con il limite delle acque potabili (D. Lgs.31/01).

La concentrazione di nitrati è dunque uno dei principali parametri per individuare le acque sotterranee maggiormente compromesse dal punto di vista qualitativo per cause antropiche. La conoide del Marecchia è storicamente nota per gli alti valori di nitrati nelle sue acque sotterranee. Nella Figura 12 è rappresentata la concentrazione media dei nitrati nel triennio 2010-2012; i corpi idrici appartenenti alla conoide del Marecchia, sono evidenziati da un rettangolo rosso.

La concentrazione dei nitrati nell'acquifero libero è molto elevata (>80 mg/l) in molte stazioni di misura, ed anche nel confinato superiore si registrano valori medio-alti di nitrati (40-50 mg/l). Il confinato inferiore non è di fatto classificabile, essendo rappresentato da una sola stazione di misura (ARPA, 2015 valutazione dello stato delle acque sotterranee 2010-2013).

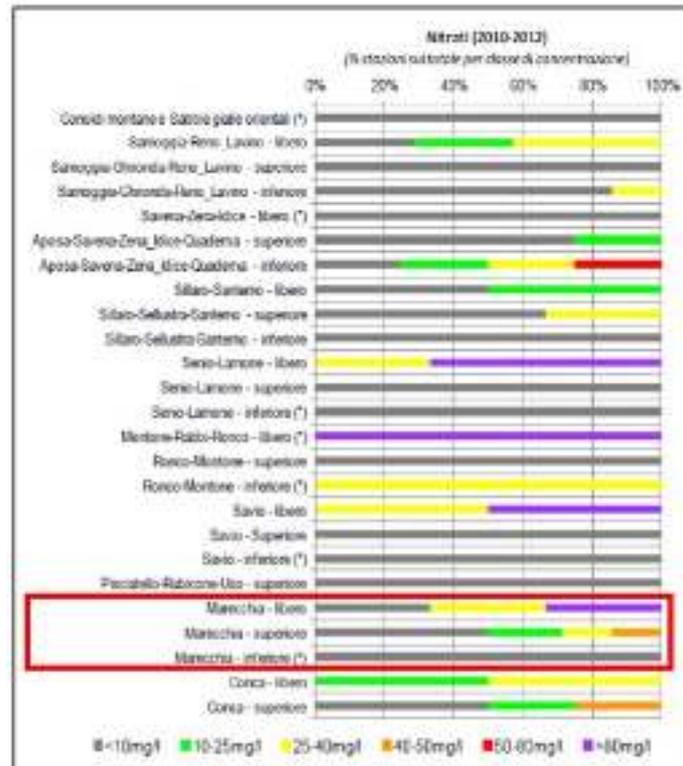


Fig.12. Presenza di nitrati nelle conoidi alluvionali orientali (2010-2012). Evidenziati i corpi idrici della conoide del Marecchia. Nota: (*) stazione di monitoraggio singola (fonte ARPA ER, 2015)

Per la conoide del Marecchia (confinato superiore) però l'andamento dei nitrati nei pozzi mostra una tendenza discendente a partire dal 2008 (ARPA ER, 2015). Inoltre si riscontra bassa presenza di organoalogenati e assenza di fitofarmaci.

Lo SQUAS (Stato Quantitativo delle Acque Sotterranee) è un indice che riassume in modo sintetico lo stato quantitativo di un corpo idrico sotterraneo, che si basa sulle misure di livello/portata in relazione alle caratteristiche dell'acquifero (tipologia di complesso idrogeologico, caratteristiche idrauliche) e del relativo sfruttamento (pressioni antropiche).

Lo SQUAS attribuito a ciascun corpo idrico viene definito in due classi, "buono" e "scarso", secondo lo schema del DLgs 30/09 (Tabella 4 dell'Allegato 3). La classe di SQUAS "buono" viene attribuita ai corpi idrici sotterranei nei quali il livello/portata di acque sotterranee è tale che la media annua dell'estrazione a lungo termine non esaurisca le risorse idriche sotterranee disponibili. Di conseguenza, il livello delle acque sotterranee non subisce alterazioni antropiche tali da:

- impedire il conseguimento degli obiettivi ecologici specificati per le acque superficiali connesse;
- comportare un deterioramento significativo della qualità di tali acque;
- recare danni significativi agli ecosistemi terrestri direttamente dipendenti dal corpo idrico sotterraneo.

Inoltre, alterazioni della direzione di flusso risultanti da variazioni del livello possono verificarsi, su base temporanea o permanente, in un'area delimitata nello spazio; tali inversioni non causano tuttavia l'intrusione di acqua salata o di altro tipo, né imprimono alla direzione di flusso alcuna tendenza antropica duratura e chiaramente identificabile che possa determinare siffatte intrusioni. Lo SCAS (Stato Chimico delle Acque Sotterranee) è un indice che riassume in modo sintetico lo stato qualitativo delle acque sotterranee (di un

corpo idrico sotterraneo o di un singolo punto d'acqua) basandosi sul confronto delle concentrazioni medie annue dei parametri chimici analizzati con i relativi standard di qualità e valori soglia definiti a livello nazionale dal DLgs 30/09 (Tabelle 2 e 3 dell'Allegato 3), tenendo conto anche dei valori di fondo naturale.

Lo stato chimico viene descritto in 2 classi di qualità, "buono" e "scarso", secondo il giudizio di qualità definito dal DLgs 30/09. Il superamento dei valori di riferimento (standard e soglia), anche per un solo parametro, è indicativo del rischio di non raggiungere lo stato di "buono" al 2015 e può determinare la classificazione del corpo idrico in stato chimico "scarso".

Lo stato quantitativo (SQUAS) e lo stato chimico (SCAS) per le acque sotterranee della conoide del Marecchia (Tab. 12) mostrano valori scarsi nel confinato superiore e nella porzione libera sia per il periodo 2010-2012 che per l'anno 2013.

	SQUAS 2010-2012	SCAS 2010-2012	SQUAS 2013	SCAS 2013	specie chimiche critiche
Conoide Marecchia libero	scarso	scarso	scarso	scarso	nitriti, organoalogenati
Conoide Marecchia-confinato superiore	scarso	scarso	scarso	scarso	nitriti, organoalogenati
Conoide Marecchia- confinato inferiore	buono	buono	buono	buono	nitriti, organoalogenati

Tab. 12. Stato quantitativo e chimico per la conoide del fiume Marecchia

2.4. FATTORI DI CRITICITA': CARATTERIZZAZIONE DELLE FONTI INQUINANTI

I carichi inquinanti, provenienti dalle varie fonti antropiche presenti sul territorio della conoide, sono riconducibili a due macro-categorie: *carichi puntuali* e *carichi diffusi* relativamente al rilascio di azoto, fosforo e BOD5 e inquinanti derivanti dal dilavamento delle strade (Fig.12).

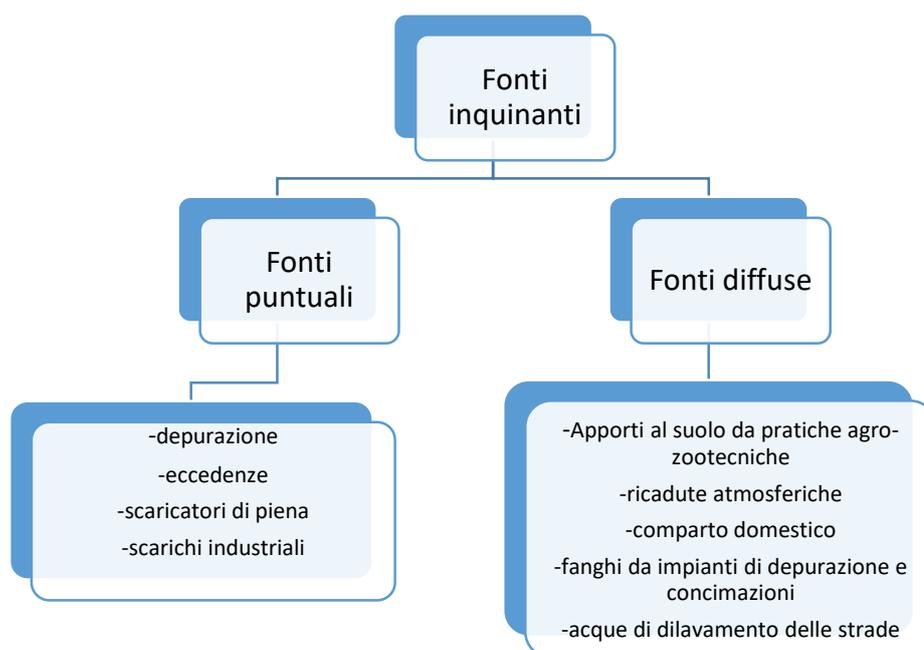


Fig. 13. Tipologie di fonti inquinanti per la qualità delle acque

- Reti non depurate: sono la quota parte dei carichi inquinanti che vengono veicolati nella rete fognaria ma che non subiscono alcun trattamento depurativo prima della loro immissione nel corso d'acqua
- Eccedenze depurative sono i quantitativi di inquinante che vengono recapitati direttamente nel corpo idrico superficiale nel caso venga trasportato all'impianto di depurazione un carico superiore alla sua capacità di progetto

Scaricatori di piena ovvero nei sistemi di drenaggio unitari vengono di norma inseriti degli scaricatori di piena, che immettono, durante gli eventi meteorici, le portate diluite nei corsi d'acqua. Durante i periodi di pioggia questo si rende necessario sia per contenere le dimensioni dei collettori di valle, sia perché gli impianti di trattamento delle acque reflue normalmente non sono in grado di trattare efficacemente carichi idraulici elevati.

Scarichi in corpo idrico per settori produttivi/industriali ovvero sono gli scarichi che provengono dalle attività produttive che recapitano i propri reflui direttamente nei corsi d'acqua, dopo un adeguato trattamento depurativo

Il carico complessivo che potenzialmente grava sul territorio è generato dal carico dei residenti, degli insediamenti produttivi, escludendo il carico di quegli insediamenti industriali che trattano direttamente i loro scarichi sversandoli in corpo idrico superficiale, nonché dai turisti.

In particolare per l'area della conoide del fiume Marecchia i dati dello studio (ARPA, 2006) mostrano che i maggiori quantitativi di BOD5 vengono prodotti dagli impianti di trattamento (depuratori) e dagli scarichi degli sfioratori di piena al servizio delle reti fognarie che, compongono circa l'80% dei carichi di BOD5 complessivamente sversati dalle fonti puntuali.

Per i parametri nutrienti invece si può osservare come il solo contributo degli impianti di trattamento copra circa l'88% del totale complessivo sversato per il parametro azoto e il 55% per il fosforo. Di tali quantitativi risultano essere a carico del Bacino del Marecchia il 60% e il 61% del totale, rispettivamente per azoto e fosforo. Per la provincia di Rimini si stima che il 96% dei residenti/turisti/AE produttivi sono collettati ad un impianto di trattamento (ARPA, 2015).

Nell'area dei comuni della conoide del Marecchia risultano presenti 12 scarichi di acque reflue urbane depurate: 8 sono fosse Imhoff di ridotta potenzialità di cui 5 si trovano all'interno della porzione delimitata come conoide, 1 impianto di fitodepurazione e 1 impianto a fanghi attivi ma al di fuori della specifica area della conoide, mentre i rimanenti 2 rappresentano gli scarichi degli impianti al servizio della città di Rimini (Santa Giustina e Via Marecchiese) (Fig.15).

Questi ultimi due possiedono una potenzialità complessiva di circa 570.000 AE ed effettuano entrambi trattamenti terziari per la rimozione spinta dei nutrienti, dove si possono raggiungere, percentuali di abbattimento del carico iniziale di azoto e fosforo pari all'80% e all'85% rispettivamente (ARPA, 2015).

In particolare le Tab. 13 e 14 mostrano i carichi di BOD5, azoto e fosforo sversati nei comuni del territorio della conoide del fiume Marecchia dal sistema di collettamento e depurazione derivanti da ARPA (2015). Le fonti puntiformi associabili alla depurazione, considerando sia la componente dei residenti che gli Abitanti Equivalenti produttivi che i turisti, scaricano quantitativi di azoto e fosforo pari a 332 t/y e 36 t/y rispettivamente e un carico di BOD5 pari a 166 t/y.

Come si evince dalla tabella 14 le fonti non direttamente localizzabili all'interno dei confini dell'area della conoide (*) non incidono in maniera significativa sui quantitativi sversati totali per tutti e 3 gli indicatori (BOD5, N e P).

Inoltre dalla fig. 15 nel 2015 il depuratore di Bellaria è stato collegato al depuratore di Santa Giustina per cui i carichi in uscita risultano pari a 0.

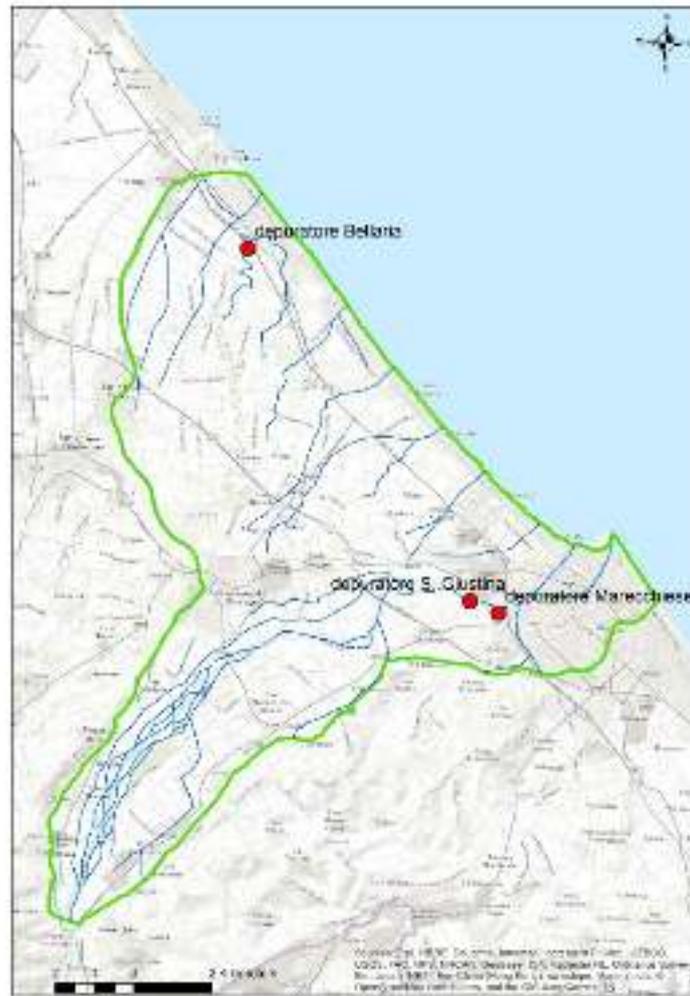


Fig.15. Localizzazione degli impianti di depurazione nell'area della conoide

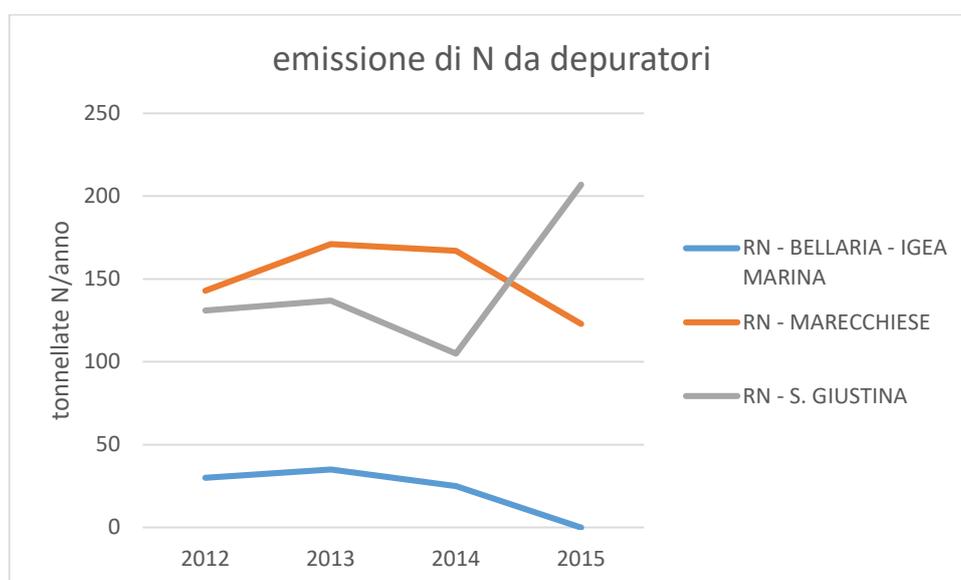


Fig. 16. Emissione azoto e fosforo da depuratori - carichi annui (tonnellate/anno), periodo 2012-2015 (dati ARPA ER)

La tabella 15 mostra i quantitativi di azoto, fosforo e BOD5 derivante dalle reti non depurate che scaricano nel corso d'acqua, pari a 0,88 t/y di azoto, 0,14 t/y di fosforo e 4 t/y di BOD5.

La tabella 13 riassume tutti i carichi di N, P e BOD 5 derivanti da fonti di origine puntuale ai quali possono essere aggiunti i carichi derivanti dagli sfioratori che recapitano direttamente nel Marecchia come derivanti da ARPA (2015 e 2006).

2015	Depuratori	Reti non depurate	Industrie	Sfioratori
	t/y	t/y	t/y	t/y
Azoto	332	0,9	1,1	25
Fosforo	36	0,1	0,26	8
BOD5	166	3,9	-	

Tab.13. Totale carichi di azoto, fosforo e BOD5 derivanti dalle fonti puntuali (ARPA, 2015)

odice depuratore	Denominazione depuratore	Nome comune	Codice agglomerato	Agglomerato	AE progetto	Tipo impianto	Livello depurativo	AE tot dep	Residenti dep	Turisti dep	AE produttivi dep	CAR BOD5 OUT (kg/anno)	CAR Ntot OUT (kg/anno)	CAR Ptot OUT (kg/anno)	Q dep (mc/anno)
DRN052	RIMINI - VIA MARECCHIE SE	RIMINI	ARN0100	Rimini - Val Marecchia - San Marino	270.000	fanghi attivi con defosfatazione e e nitri-denitri	III	269.930	83.159	152.200	34.571	34.279	122.765	3.296	8.239.254
DRN050	RIMINI - S. GIUSTINA	RIMINI	ARN0100	Rimini - Val Marecchia - San Marino	560.000	fanghi attivi con defosfatazione e e nitri-denitri	III	299.770	130.322	110.578	58.870	128.325	207.494	32.606	29.641.996
DRN051	Rimini - Borgo Nuovo	RIMINI	ARN0135	Borgo Nuovo	100	fossa Imhoff	I	97	97	0	0	915	331	51	8.851
DRN223	Rimini - Ghetto Tombanuova *	RIMINI	ARN0509	Ghetto Tombanuova	50	fossa Imhoff	I	45	45	0	0	424	154	24	4.106
DRN228	Rimini - Via del Visone *	RIMINI	ARN0433	Via del Visone	45	fossa Imhoff	I	1	1	0	0	9	3	1	91
DRN220	Rimini - Monte Cieco *	RIMINI	ARN0077	Monte Cieco	150	fitodepurazione	II	70	70	0	0	75	112	20	6.388
DRN229	Rimini - Morri - Via Pisignano	RIMINI	ARN0501	Morri	45	fossa Imhoff	I	28	28	0	0	264	96	15	2.555
DRN221	Verucchio - Pieve Corena *	VERUCCHIO	ARN0092	Pieve Corena	50	fossa Imhoff	I	86	86	0	0	811	293	45	7.848
DRN219	Verucchio-Cantelli*	VERUCCHIO	ARN0024	Cantelli	50	fanghi attivi ad aerazione prolungata	II	74	74	0	0	80	119	22	6.753
DRN083	Poggio Torriana -	POGGIO TORRIANA	ARN0514	Torriana rete 9	100	fossa Imhoff	I	90	90	0	0	849	307	47	8.213

	Torriana (rete 9)																	
DRN077	Poggio Torriana - Torriana (rete 2)	POGGIO TORRIANA	ARN0522	Torriana rete 2	30	fossa Imhoff	I	1	1	0	0	9	3	1	91			
DRN077	Poggio Torriana - Torriana (rete 3)	POGGIO TORRIANA	ARN0513	Torriana rete 3	50	fossa Imhoff	I	45	45	0	0	424	154	24	4.106			
Totale comuni					830.670			570.237	214.018	262.778	93.441	166.465	331.831	36.151	37.930.251			
Totale area conoide					830.325			569.961	213.742	262.778	93.441	165.065	331.150	36.039	37.905.066			

Tab. 14. Carichi urbani puntuali di azoto, fosforo e BOD 5, derivanti dalle reti depurate all'interno dei comuni dell'area della conoide (ARPA, 2015)

Nome comune	Agglomerato/Nucleo isolato	Rete fognaria	Tipologia	Residenti	Residenti serviti	Residenti depurati	Turisti	Turisti serviti	Turisti depurati	AE produttivi serviti	AE produttivi depurati	AE totali	AE totali serviti	AE totali depurati	CAR BOD5 OUT (kg/anno)	CAR Ntot OUT (kg/anno)	CAR Ptot OUT (kg/anno)	Q (mc/anno)
Rimini	Belvedere	Sì	Corso d'acqua	22	22	0	0	0	0	0	0	22	22	0	337	75	12	2.008
Rimini	Calastra Nuova	Sì	Corso d'acqua	26	26	0	0	0	0	0	0	26	26	0	399	89	14	2.373
Rimini	Ca' Tentoni	Sì	Corso d'acqua	49	49	0	0	0	0	0	0	49	49	0	751	167	26	4.471
Rimini	Fornace	Sì	Corso d'acqua	35	35	0	0	0	0	0	0	35	35	0	537	119	18	3.194
Rimini	Ghetto Tamagnino	Sì	Corso d'acqua	51	51	0	0	0	0	0	0	51	51	0	782	174	27	4.654
Rimini	San Paolo	Sì	Corso d'acqua	24	24	0	0	0	0	0	0	24	24	0	368	82	13	2.190
Verucchio	Verucchio - Monte Ugone	Sì	Corso d'acqua	50	50	0	0	0	0	0	0	50	50	0	767	171	26	4.563
Verucchio	Pieve Corena rete 35 (Case Sparse)	Sì	Corso d'acqua	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	15	3	1	91
Verucchio	Pieve Corena rete 36 (Case Sparse)	Sì	Corso d'acqua	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	15	3	1	91
				259	259	0	0	0	0	0	0	259	259	0	3.970	884	136	23.634

Tab. 15. Carichi urbani puntuali di azoto, fosforo e BOD 5, derivanti dalle reti non depurate all'interno dei comuni dell'area della conoide (ARPA, 2015)

2.4.2. Scarichi di tipo diffuso

Fonti inquinanti che per la loro natura e provenienza sono rappresentabili da carichi diffusi sul territorio (quindi non georeferenziabili), derivanti dalle pratiche agronomiche e di concimazione, fonti di origine civile tra cui scarichi di origine domestica derivanti da insediamenti privi di fognatura e case sparse e in misura minore da apporti atmosferici e da terreni incolti. Tra questi si ricordano in particolare gli apporti al suolo da pratiche agro-zootecniche e apporti atmosferici, il comparto domestico con carichi di origine domestica derivanti da insediamenti privi di fognatura e case sparse ed i fanghi da impianti di depurazione biologici smaltiti in agricoltura.

a) Apporti al suolo da pratiche agro-zootecniche e ricadute atmosferiche

Relativamente agli apporti al suolo del settore agrozootecnico sono stati considerati i nutrienti azoto e fosforo a seguito delle pratiche agronomiche e zootecniche del territorio di riferimento.

In particolare i dati forniti da ARPA fanno riferimento ai 7 comuni della conoide e comprendono sia i carichi di N e P derivanti dal comparto zootecnico e agricolo, sia i carichi derivanti come componente mineralizzata, atmosferica e derivante dagli incolti.

In particolare per il comparto agro-zootecnico sono da definire i quantitativi complessivi di azoto e fosforo che le colture agrarie devono prelevare dall'ambiente circostante, al fine di garantire le rese medie riscontrate nelle diverse regioni agrarie. Ad esempio la stima del quantitativo di azoto necessario alla crescita delle colture, deve tenere conto del fatto che alcune leguminose, come l'erba medica e la soia, significative per diffusione a livello regionale, sono autosufficienti, essendo in grado di sfruttare l'azoto atmosferico. Si riporta quindi la tabella contenuta nel lavoro di ARPA (2015) (tab.16) relativa ai quantitativi di azoto e fosforo da apportare annualmente alle colture in relazione all'utilizzo per lo sviluppo della pianta e la resa.

La tabella 17 riporta i dati relativi agli apporti di N e P prendendo come riferimento le estensioni colturali derivanti dal 6° Censimento ISTAT dell'Agricoltura, aggiornato al 2010. L'azoto derivante dal comparto zootecnico è pari a 245 t/anno, quello derivante dallo spandimento dei fanghi pari a 10,5 t/anno mentre molto più alta è la consistenza di N derivante dalla fertilizzazione chimica pari a 1103 t/anno.

Le differenze tra i quantitativi di azoto e fosforo effettivamente distribuiti al campo con le pratiche di concimazione (zootecnico+chimico+fanghi) e quelli necessari per la crescita delle colture definiti come "da apportare" (Tab.16), rappresentano il Surplus teorico di fertilizzante che risulta disponibile nel terreno, soggetto al dilavamento e/o all'infiltrazione nel sottosuolo. Per la conoide del Marecchia i valori, sommando i quantitativi derivanti dal comparto zootecnico, chimico e di spandimento dei fanghi, e sottraendoli agli apporti in proporzione alla SAU relativa (12574 ha per i comuni della conoide), riportano un dato molto più basso pari a 3 kg/ha rispetto alla media regionale pari a 34 kg/ha per N e 7 kg/ha per P contro i 20 kg/ha a livello regionale. Il surplus è legato principalmente agli apporti zootecnici ovvero alla necessità di espansione di letami e liquami fino al massimo consentito, che spesso può essere superiore alle necessità colturali; sulla conoide del Marecchia lo zootecnico risulta minimale, mentre per il chimico si forniscono i quantitativi strettamente necessari ai fini delle rese; pertanto è normale che i surplus siano minori di quelli medi a scala regionale. I dati riscontrano pertanto un apporto di azoto di circa 108 kg/ha/y (105 kg/ha/y da apportare) per la SAU inferiori ai quantitativi medi regionali da apportare (115 kg/ha/y) e apportati (149 kg/ha/y). Alcune stime di spandimento di liquami zootecnici ricavate da una raccolta dati presso gli uffici provinciali presentano una dimensione diversa rispetto ai dati forniti da ARPA e riportati in tabella pertanto saranno oggetto di ulteriori verifiche ed elaborazioni. Ai contributi della concimazione vanno inoltre aggiunti quelli di

origine naturale ovvero quelli riconducibili ad apporti esterni veri e propri quali quelli conseguenti alle ricadute atmosferiche e a quanto può provenire dalla mineralizzazione nei cosiddetti suoli incolti, porzioni di territorio nei quali si è stimata la quota parte di azoto e fosforo potenzialmente asportabile dalle piogge. Con il termine “mineralizzazione” si intendono i nutrienti mineralizzati durante il ciclo colturale a partire dalla sostanza organica presente nel terreno: di fatto rappresentano un “magazzino” dal quale le piante attingono nutrienti per le loro attività vegetative, ma sono anche configurabili come un quantitativo di nutrienti passibile dei fenomeni di dilavamento da parte delle piogge e, quindi, in grado di concorrere alla formazione dei carichi sversati dai suoli verso i corpi idrici recettori. L’incidenza di azoto e fosforo per mineralizzazione della sostanza organica nei suoli agrari è stata valutata in 40 kg/ha/y per l’azoto e 5 kg/ha/y per il fosforo; per definire i quantitativi totali i suddetti valori sono stati moltiplicati per l’estensione di tutte le colture praticate in ciascun comune regionale (SAU, boschi e pioppeti) (ARPA, 2015).

Colture	Azoto			Fosforo		
	Da apportare	%	Da apportare	Da apportare	%	Da apportare
	(t/anno)		(kg/ha/anno)	(t/anno)		(kg/ha/anno)
Mais	22,811	18,6	234	4,388	16,7	45
Frumento	33,806	27,6	151	5,757	21,9	26
Orzo	2,216	1,8	99	423	1,6	19
Sorgo	5,451	4,5	196	92	3,5	33
Patata	916	0,7	172	152	0,6	29
Barbabietola	4,922	4,0	194	971	3,7	38
Girasole	760	0,6	139	146	0,6	27
Soia	0	0,0	0	634	2,4	29
Pomodoro	4,949	4,0	181	1,081	4,1	39
Ortive	3,784	3,1	165	66	2,5	29
Erba medica	0	0,0	0	5,233	19,9	21
Erbai	8,837	7,2	186	1,025	3,9	22
Altri seminativi – cereali	4,480	3,7	80	91	3,5	16
Vite e Olivo	6,322	5,2	106	1,242	4,7	21
Fruttiferi	6,726	5,5	100	587	2,2	9
Prati e pascoli	16,410	13,4	160	2,150	8,2	21
Pioppete	91	0,1	30	39	0,1	13
Boschi	0	0,0	0	0	0,0	0
Altra superficie	0	0,0	0	0	0,0	0
Totale Regione	122,480	100,0		26,316	100,0	

Tab. 16. Quantitativi di N e P da apportare annualmente alle colture

Per la zona della conoide del Marecchia (Tab. 17) il contributo di N da mineralizzazione è pari a 539 t/anno e l'atmosferico pari a 218 t/anno mentre meno significativo appare il contributo delle superfici incolte (92 t/anno). L'input di azoto totale per i 7 comuni della conoide è pertanto pari a 2209 t/anno di cui la metà da attribuirsi alle fertilizzazioni chimiche. I valori di P sono pari a 129 t/anno per la componente zootecnica, 236 t/anno derivante dalla fertilizzazione chimica di cui la metà per il comune di Rimini, 67 t/anno dalla mineralizzazione, 22 t/anno deriva dalla trasformazione atmosferica mentre 27,6 t/anno sono da attribuire alle superfici a incolto. L'input di fosforo totale per i 7 comuni della conoide è pari a 489 t/anno.

Nome comune	Zootecnico	Chimico	Fanghi	Mineralizzato	Atmosferico	Incolto	Totale
Azoto	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)
SAN MAURO PASCOLI	974	139.873	0	39.884	13.252	3.345	197.327
BELLARIA-IGEA MARINA	47.351	48.762	0	19.420	9.711	4.884	130.127
POGGIO BERNI	69.940	18.902	0	20.791	10.344	5.439	125.416
RIMINI	34.085	568.443	10.539	286.971	100.347	32.586	1.032.970
SANTARCANGELO	4.259	232.659	0	91.345	38.859	17.053	384.176
TORRIANA	13.899	26.056	0	20.775	21.892	18.245	100.868
VERUCCHIO	74.897	68.897	0	60.226	23.491	10.602	238.111
Totale	245.405	1.103.591	10.539	539.412	217.895	92.153	2.208.996
Totale RER	53.735.352	103.581.838	1.721.113	49.551.549	20.707.234	10.105.540	239.402.626
Fosforo	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)	(kg/y)
SAN MAURO PASCOLI	458	24.240	0	4.986	1.325	1.003	32.012
BELLARIA-IGEA MARINA	32.212	8.834	0	2.428	971	1.465	45.910
POGGIO BERNI	33.448	4.251	0	2.599	1.034	1.632	42.964
RIMINI	16.188	130.582	6.279	35.871	10.035	9.776	208.730
SANTARCANGELO DI ROMAGNA	2.149	42.585	0	11.418	3.886	5.116	65.154
TORRIANA	7.751	6.251	0	2.597	2.189	5.474	24.261
VERUCCHIO	37.324	19.367	0	7.528	2.349	3.180	69.749
Totale	129.529	236.109	6.279	67.427	21.790	27.646	488.779
Totale RER	25.138.073	21.660.284	701.260	6.193.944	2.070.723	3.031.662	58.795.946

Tab.17. Carichi di N e P derivanti dal comparto agrozootecnico (ARPA, 2015)

b) Comparto domestico: carichi di origine domestica derivanti da insediamenti privi di fognatura e case sparse. La tabella 19 mostra i quantitativi derivanti dagli sversamenti delle aree non collettate alla rete sul suolo e la tabella 18 mostra anche quelle derivanti dalle case sparse pari a 71 t/y per N, 11t/y per P e 320 t/y per BOD5.

2015	Aree non collettate	Case sparse
	t/y	t/y
Azoto	2,7	71
Fosforo	0,4	11
BOD5	11,9	320

Tab. 18. Carichi di origine domestica derivanti da aree non collettate alla rete e dalle case sparse

C) Spandimento dei fanghi provenienti da impianti di depurazione e da industrie agroalimentari

All'interno del bilancio complessivo dei nutrienti che vengono applicati ai suoli a scopo agronomico, è presente anche la voce relativa all'utilizzo dei fanghi di depurazione. Nella realtà esistono due tipologie di fango normalmente utilizzati in agricoltura: - i fanghi biologici derivanti dalla depurazione delle acque reflue provenienti da insediamenti civili; - i fanghi provenienti da depuratori asserviti ad industrie agroalimentari di natura prevalentemente organica. ARPA (2015) riporta per i 5 comuni dell'area della conoide, con riferimento ai dati agronomici del 2010, valori di apporto di N applicato ai suoli di 10 t/y e 6 t/y per P derivante dai fanghi (tab.17).

Comune	Nucleo isolato	Residenti	Residenti serviti	Residenti depurati	Turisti	Turisti serviti sublocalità	Turisti depurati	AE produttivi serviti	AE produttivi depurati	AE totali	AE totali serviti	AE totali depurati	CAR BOD5 OUT (kg/anno)	CAR Ntot OUT (kg/anno)	CAR Ptot OUT (kg/anno)	Q (mc/anno)
San Mauro Pascoli	Alberazzo	103	0	0	0	0	0	0	0	103	0	0	1.579	352	54	9.399
San Mauro Pascoli	Scuole di Bianchi	34	0	0	0	0	0	0	0	34	0	0	521	116	18	3.103
San Mauro Pascoli	San Vito	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	15	3	1	91
Bellaria-Igea Marina	Bordonchio	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	15	3	1	91
Rimini	Calore'	29	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	445	99	15	2.646
Rimini	Ca' Palloni	33	0	0	0	0	0	0	0	33	0	0	506	113	17	3.011
Rimini	Pozzi	73	0	0	0	0	0	0	0	73	0	0	1.119	249	38	6.661
Rimini	Santa Cristina	47	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	721	160	25	4.289
Rimini	Tramontana	25	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	383	85	13	2.281
Rimini	Villa Francolini	41	0	0	0	0	0	0	0	41	0	0	629	140	22	3.741
Rimini	La Brusada	18	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	276	61	9	1.643
Rimini	Casalecchio di Rimini	9	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	138	31	5	821
Rimini	Case della Fossa	13	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	199	44	7	1.186
Santarcangelo di Romagna	Case Saragusa	28	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	429	96	15	2.555
Santarcangelo di Romagna	Sacchini	25	0	0	0	0	0	0	0	25	0	0	383	85	13	2.281
Santarcangelo di Romagna	Oleificio Brasini	40	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	613	137	21	3.650
Santarcangelo di Romagna	Bornaccino	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	15	3	1	91
Santarcangelo di Romagna	Borgonuovo	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	15	3	1	91
Santarcangelo di Romagna	Ciola Corniale	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	15	3	1	91
Santarcangelo di Romagna	Via Canonica	37	0	0	0	0	0	0	0	37	0	0	567	126	19	3.376
Santarcangelo di Romagna	Fabbrica Grotti	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	15	3	1	91
Santarcangelo di Romagna	Colombarone	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	15	3	1	91

Verucchio	Bruciato	35	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	537	119	18	3.194
Verucchio	Serra	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	15	3	1	91
Verucchio	Zaghini	103	0	0	0	0	0	0	0	103	0	0	1.579	352	54	9.399
Poggio Torriana	Case Tonini	36	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0	552	123	19	3.285
Poggio Torriana	Case Maresi	39	0	0	0	0	0	0	0	39	0	0	598	133	20	3.559
TOTALE		776	0	776	0	0	11.896	2.648	408	70.810						

Tab. 19. Carichi di N, P e BOD5 per aree non coltate alla rete (fonte ARPA 2015)

2.4.3. Considerazioni sui carichi inquinanti puntuali e diffusi

Tutti gli apporti dalle fonti puntuali e diffuse per la conoide del fiume Marecchia nei 7 comuni considerati per N e P sono elencati in tabella 20. Le maggiori quantità per i carichi di tipo puntuale derivano dai depuratori mentre per i carichi diffusi i maggiori input derivano dal comparto agricolo (60%) ovvero dalle fertilizzazioni chimiche e dalla zootecnia e dalla mineralizzazione (24%) per l'azoto e da fertilizzazioni chimiche (48%) e dal comparto zootecnico (26%) per il fosforo.

	PUNTUALI (t/anno)					DIFFUSI (t/anno)								
	dep.	reti non dep.	sfioratori	ind.	TOT.	zoot.	chim.	fanghi	miner.	atm.	incolt.	civile non coll.	case sparse	tot.
N	332	0,9	25	1,1	359	245	1103	10,5	539	217	92	2,6	71	2280
P	36	0,1	8	0,26	44,4	129	236	6,2	67	21,7	27,6	0,41	11	499

Tab. 20. Elenco delle fonti puntuali e diffuse di azoto e fosforo.

Tra tutti questi apporti, quelli diffusi riferiti al suolo, sono suscettibili di trasferimento ai corpi idrici superficiali e, soprattutto per l'azoto, a quelli sotterranei. La quantificazione dei flussi idrici e azotati di tipo diffuso, provenienti dall'attività agricola è stata effettuata da ARPA per le aree di pianura (2015) con il modello matematico CRITERIA (Marletto et al., 2007). CRITERIA caratterizza e quantifica i principali processi riguardanti l'acqua (infiltrazione, traspirazione, evaporazione, ruscellamento, risalita capillare) e i composti azotati (trasformazioni chimiche e chimico-biologiche e trasporto).

In particolare ARPA fornisce i dati per la componente di trasferimento di N in falda e nel reticolo idrografico superficiale per i fiumi Uso Marecchia e Rubicone e le porzioni interbacino relativi all'area di conoide. Il dato di carico medio annuo di N mediamente allontanato verso il reticolo superficiale e le falde viene stimato per il periodo 2008-2012 per celle di simulazione di 1 km² e sono considerate le sole celle che presentano un prevalente utilizzo agricolo.

In totale vengono valutate 12 celle per il fiume Uso, 23 celle per il bacino costiero Marecchia-Conca, 21 per il fiume Marecchia, 2 per il rio Salto, 4 per il fiume Rubicone e 5 per bacini romagnoli costieri per un totale di 67 km².

I risultati mostrano valori di 87 tonn/anno di azoto che drena in falda e 58 tonn/anno come componente di scorrimento superficiale al reticolo idrografico per la porzione di territorio considerata, pari a 13 e 9,5 kg/ha rispettivamente come riportato anche in ARPA 2005 per un totale di azoto lisciviato verso falde e fiume di 22 kg/ha/y. Mediamente per la porzione di fiume Uso in conoide il 21% viene drenato in falda e il 15% dell'azoto disponibile al campo è lisciviato nel reticolo superficiale mentre per il Marecchia è il 24% e il 14% rispettivamente.

Le mappe di fig. 17 mostrano una differenza significativa tra la componente che si infiltra in falda e quella che scorre superficialmente: per quanto riguarda il drenaggio in falda questo risulta più evidente lungo l'asta principale del fiume Marecchia con valori maggiori in destra idrografica mentre per quanto riguarda la componente di azoto persa attraverso lo scorrimento superficiale le celle che mostrano i valori massimi sono concentrate nei comuni di Bellaria-Igea Marina e San Mauro con valori tra gli 880-2160 kg/anno.

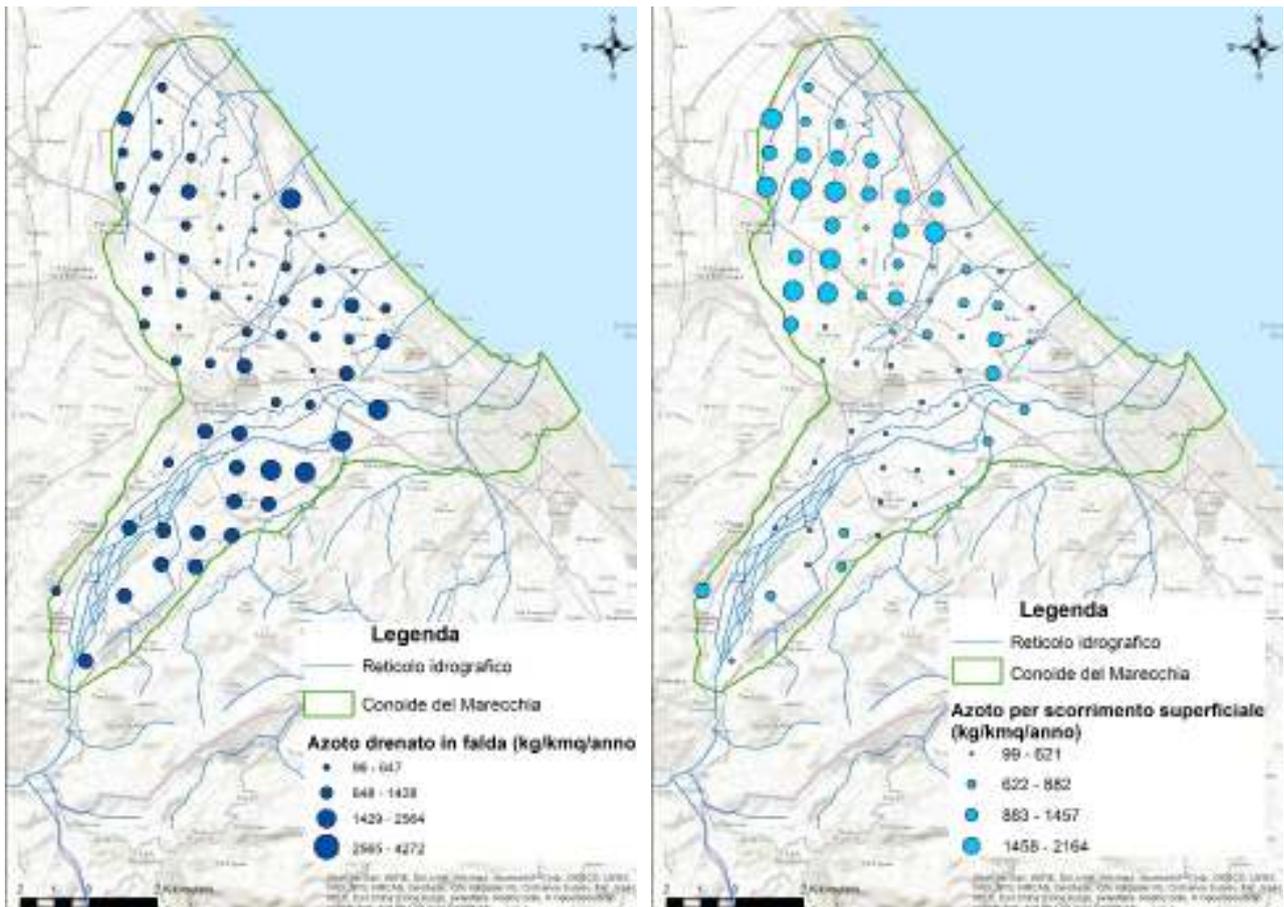


Fig.17. Quantità di N infiltrato in falda e per scorrimento superficiale (elaborazioni da ARPA, 2015)

L'area della conoide rientra tra le zone di interesse per il miglioramento dello stato dei corpi idrici (fig. 18) poiché rappresenta un'area con significativi apporti di N alla rete idrografica (ARPA, 2015).

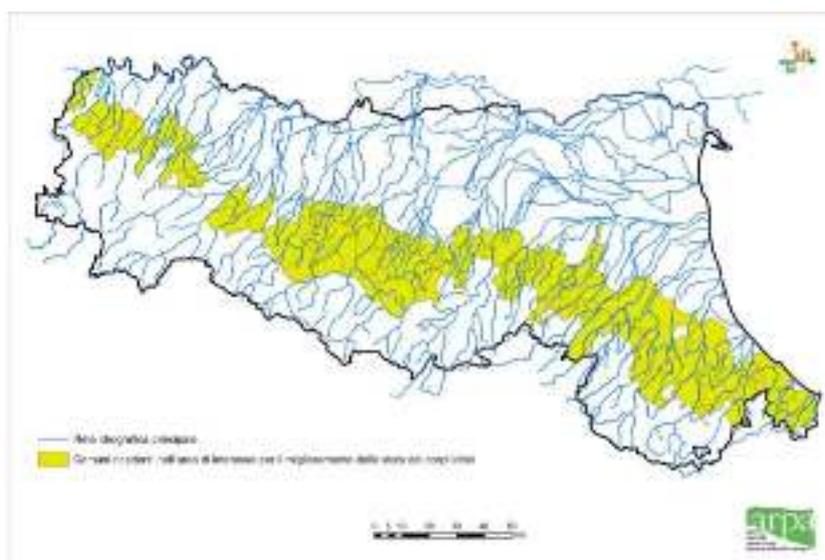


Fig. 18. Comuni ricadenti nell'area di interesse per il miglioramento dello stato dei corpi idrici (ARPA, 2015)

L'Azoto che viene veicolato verso i corpi idrici superficiali, deriva per il 74% da diffuso agricolo (concimazioni chimiche e reflui zootecnici), per il 23% dai depuratori urbani e scaricatori, per l'1% da scarichi industriali direttamente in corpo idrico superficiale e per il 2% da altre fonti (dati di media regionale ARPA 2015).

Per contenere tale quantitativo occorre incidere sia sugli apporti zootecnici (spandimenti/liquamazioni), cercando di distribuire il carico su superfici agricole che siano le più ampie possibili, sia sulle necessità degli apporti chimici, contenendo e razionalizzando gli utilizzi sulle colture maggiormente impattanti.

I dati ARPA (2015) stimano pertanto un quantitativo di N in chiusura di bacino del Marecchia pari a 681 t/anno e 90 t/anno per il bacino dell'Uso (rif. carichi 2009-2011) e rispettivamente 18 t/anno e 2 t/anno per il fosforo.

I dati storici relativi alla qualità delle acque (ARPA, 2006) mostrano che la parte più distale della conoide presenta i valori di nitrati più contenuti, nei Comuni di Bellaria e di Rimini, con due serie storiche che si mantengono molto simili dal 1958 al 1975 con medie rispettivamente intorno ai 5 e 10 mg/l, poi dal 1976 al 1987 si assiste ad un aumento dei valori con massimi agli inizi degli anni '80 fino a circa 15 mg/l per Bellaria e 40 mg/l per Rimini. I dati del 1990 mostrano una concentrazione media di nitrati di circa 45 mg/l, mentre a partire da dal 2001-2003, le concentrazioni medie sono intorno ai 28 mg/L, più basse rispetto al 1990 e più allineate con le serie storiche già descritte. Per quanto riguarda la porzione apicale della conoide del Marecchia, i valori medi di concentrazione dei nitrati risultano, in generale, sensibilmente più elevati rispetto alla parte distale: i Comuni, con le maggiori concentrazioni di nitrati nelle falde (1958-1990) sono Verucchio, con valori compresi fra 10 e 120 mg/l, poi Santarcangelo e Poggio Berni, con valori compresi fra 5 e 80 mg/l, mentre Torriana ha concentrazioni medie molto più contenute intorno ai 30 mg/l (fig. 19).

La diffusione di sostanze contaminanti in zone sempre più ampie, fa propendere all'approfondimento delle quote di captazione dell'acqua (ciò è particolarmente vero per la produzione di acque potabili, ma anche per le acque irrigue e industriali), (Regione Emilia Romagna, 2006). Ciò aumenta il rischio di miscelare elementi inquinanti e acqua.

In particolare, l'azoto che rimane inutilizzato dalle piante viene spesso convertito in modo naturale in nitrato, che è altamente solubile in acqua e che si scioglie facilmente nel sottosuolo, soprattutto in aree scarsamente boscate, (Baird e Cann, 2006). Ciò significa rischiare di inficiare qualità e quantità anche di acque più profonde (e più antiche).

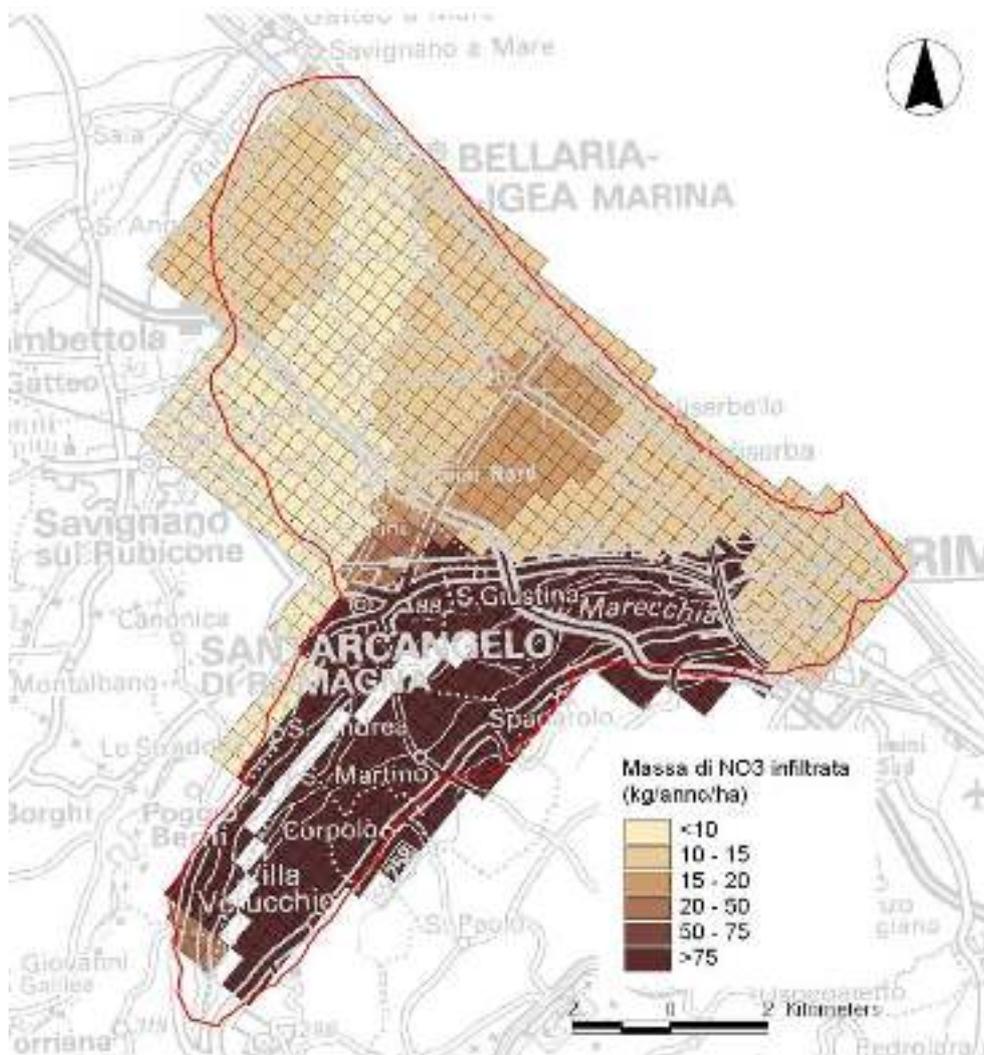


Fig. 19. Carichi di azoto (kg-NO₃/ha/y), (ARPA, 2006)

2.4.4. Carichi inquinanti associati alle acque di prima pioggia

Un'altra possibile fonte di inquinamento che si ripercuote sulla qualità delle acque superficiali e sotterranee del territorio di riferimento sono rappresentati dai carichi inquinanti associati alle acque di prima pioggia. Per alcune delle considerazioni seguenti è stato preso come riferimento il *Documento di Piano di Indirizzo per la gestione delle acque di prima pioggia* del Dicembre 2012 realizzato dalla Provincia di Rimini In attuazione al Piano di tutela delle acque regionale.

Le acque meteoriche di dilavamento delle aree urbane impermeabilizzate trasportano carichi inquinanti particolarmente elevati che possono comportare un rilevante impatto negativo sulla qualità dell'ambiente e soprattutto per i corpi idrici nei quali sversano.

Numerosi studi condotti in diversi Paesi hanno evidenziato infatti che le acque meteoriche di dilavamento provenienti dalle pavimentazioni delle strade urbane ed extraurbane, nonché delle loro aree di pertinenza (aree a parcheggio, aree di servizio, aree di caselli a pedaggio, ecc.) sono molto contaminate e possono determinare un rilevante impatto negativo sulla qualità del corpo idrico ricevente (Sansalone et al., 2002;

Vaze e Chiew, 2002, Artina e Maglionico, 2003). Gli inquinanti presenti sulle superfici stradali provengono dalla deposizione atmosferica di tempo asciutto (di origine naturale o antropica), dal traffico veicolare (combustione dei carburanti, usura di pneumatici, parti meccaniche e impianto frenante dei veicoli, corrosione della carrozzeria dei veicoli, etc.), da rifiuti in prevalenza organici, dalla vegetazione, dall'erosione del manto stradale provocato dal traffico veicolare e dalla corrosione delle barriere. Nella tabella 21 si riportano le principali categorie di inquinanti contenuti nelle acque di dilavamento superficiale suddivisi per categoria, parametri, fonti che ne determinano la presenza e relativi effetti sull'ambiente e la tabella 22 riporta ulteriori fonti specifiche di agenti inquinanti derivanti dalle strade.

La presenza di tali sostanze può divenire significativa in corrispondenza del "first flush", cioè del deflusso che ha luogo nel periodo iniziale di un evento di pioggia intensa, soprattutto se esso ha luogo dopo un lungo periodo di piogge assenti (Tab. 23).

Spesso queste acque sono raccolte e canalizzate verso i ricettori superficiali o, in alternativa, infiltrate nelle opere di canalizzazione in terra contigue alla sede stradale. Spesso, queste pratiche causano insufficienze idrauliche nei ricettori, inquinamento del suolo e dei corpi idrici superficiali, contaminazione delle falde idriche.

Categoria	Parametri di riferimento	Fonti probabili	Principali effetti sull'ambiente
Sedimenti	Organici e inorganici, Solidi Sospesi Totali, Torbidità, Solidi disciolti	<ul style="list-style-type: none"> - Siti di attività estrattive, attività edilizie, ecc - Runoff da terreni urbani/agricoli - Scolmatori fognari - Discariche, fosse settiche 	<ul style="list-style-type: none"> - Variazione della torbidità - Alterazioni dell'habitat - Perdite di valore ricreativo ed estetico - Trasporto di contaminanti - Idrologia/navigazione - Erosione delle sponde
Nutrienti	Nitrati, Nitriti, Ammoniacca, Azoto organico, Fosfato, Fosforo totale	<ul style="list-style-type: none"> - Runoff da terreni urbani/agricoli - Discariche, fosse settiche - Depositioni atmosferiche - Erosione 	<ul style="list-style-type: none"> - Variazione della qualità delle acque superficiali e dell'acqua di falda - Sviluppo di fioriture algali - Tossicità da ammoniacca - Tossicità da nitrati
Patogeni	Coliformi totali, Coliformi fecali, Streptococchi, Virus, Escherichia coli, Enterococcus	<ul style="list-style-type: none"> - Runoff da terreni urbani/agricoli - Sistemi settici - Scarichi abusivi - Scolmatori fognari - Scarichi da imbarcazioni - Animali domestici/selvatici 	<ul style="list-style-type: none"> - Infezioni intestino/orecchio - Perdita di valore ricreativo ed estetico
Arricchimento in sostanza organica	Biochemical oxygen demand (BOD), Chemical oxygen demand (COD), Total organic carbon (TOC), Ossigeno disciolto	<ul style="list-style-type: none"> - Runoff da terreni urbani/agricoli - Scolmatori fognari - Discariche, fosse settiche 	<ul style="list-style-type: none"> - Riduzione della quantità di ossigeno disciolto nelle acque - Sviluppo di odori molesti - Morie di pesci
Inquinanti tossici	Metalli in traccia, inquinanti organici	<ul style="list-style-type: none"> - Runoff da terreni urbani/agricoli - Pesticidi/erbicidi - Serbatoi interrati - Siti di stoccaggio rifiuti pericolosi - Discariche - Scarichi abusivi di olii 	<ul style="list-style-type: none"> - Bioaccumulo nella catena alimentare e tossicità potenziale nei confronti dell'uomo e di altri organismi
Sali	Cloruro di sodio	<ul style="list-style-type: none"> - Runoff da terreni urbani - Scioglimento della neve 	<ul style="list-style-type: none"> - Impatti sul biota dei corpi riceventi - Contaminazione di acque potabili - Danni ad organismi vegetali

Tab.21. Principali categorie di inquinanti contenuti nelle acque di dilavamento superficiale, fonti ed effetti (da Colucci, 2017).

È importante sottolineare che in genere non è possibile trovare acque di dilavamento stradale prive di inquinanti. Di conseguenza è molto importante che le acque e i sedimenti da dilavamento stradale, soprattutto lungo strade molto trafficate o prospicienti aree sensibili dal punto di vista ambientale, vengano trattate in modo adeguato prima del rilascio nell'ambiente.

La normativa di riferimento indica anche che le acque di prima pioggia devono essere recapitate, nel rispetto dei limiti di emissione, in ordine preferenziale in fognatura, nei corpi idrici superficiali, sul suolo o negli strati superficiali del sottosuolo, ed eventualmente essere prima sottoposte a trattamenti per la riduzione del contenuto di inquinanti (Colucci, 2017).

Agenti inquinanti	Principali fonti di emissione
Particolato	Consumo della pavimentazione, deposizione atmosferica, manutenzione stradale
Azoto e fosforo	Deposizione atmosferica, fertilizzanti utilizzati sul bordo della strada
Piombo	Gas di scarico, consumo freni, oli lubrificanti, grassa, consumo cuscinetti
Zinco	Usura dei pneumatici, olio motore, grassa, corrosione dei guard rail
Ferro	Usura della parti meccaniche dei veicoli, corrosione delle carrozzerie, strutture in ferro sulle strade (pannelli, guard rail, segnaletica)
Rame	Usura freni, carrozzeria veicoli, usura della parti meccaniche, mastelloni e antiertrapannici
Cadmio	Usura pneumatici
Cromo	Carrozzeria veicoli, consumo freni e frizione
Nichel	Combustione a diesel, oli lubrificanti, carrozzerie, asfalto, consumo freni
Manganese	Usura parti meccaniche
Sodio, calcio, cloro	Prodotti antigelo
Zolfo	Benzine, prodotti antigelo
Petrolio	Perdite dai motori, asfalti e bitumi
Bromo	Gas di scarico dei motori
Gomma	Consumo pneumatici
Amianto	Consumo freni e frizione

Tab. 22. Agenti inquinanti di infrastrutture viarie e loro fonti di emissione (Papiri e Todeschini, 2005)

parametri	Tempo asciutto (mg/l)	Tempo di pioggia (mg/l)
SST ³	87	263,5
COD ⁴	169,6	265,4
BOD ₅ ⁵	87,4	79,5

Fonte: Università degli studi di Roma "la Sapienza" da Acque di prima pioggia da insediamenti produttivi (Grillo e Signoretto, 2004).

Tab. 23. Qualità delle acque che giungono agli impianti di depurazione in tempo asciutto e in tempo di pioggia (da Grillo e Signoretto, 2004)

L'entità di tali fenomeni è legata sia all'intensità e alla durata della precipitazione, sia alla tipologia di superficie dilavata. La morfologia delle sedi stradali, la qualità del manto di usura, l'entità e tipologia del traffico veicolare e la destinazione d'uso delle aree attraversate condizionano le dinamiche di accumulo e dilavamento degli inquinanti sulle superfici. In particolare, la tabella 24 mostra i diversi valori di concentrazione di alcuni parametri inquinanti nelle acque di scorrimento su aree a parcheggio, sedi stradali ad alto, medio, basso traffico e strade in aree residenziali del bacino di Marquette (Bannerman, 1999).

All'aumentare dell'importanza della strada in termini di flusso veicolare aumentano i carichi inquinanti; le concentrazioni di nutrienti, di sostanze organiche e di metalli pesanti misurate nelle arterie ad alto traffico sono due o tre volte superiori a quelle delle strade a medio traffico.

Le strade residenziali e quelle ad alto traffico presentano un inquinamento organico confrontabile.

Nelle aree a parcheggio la concentrazione di idrocarburi è molto maggiore rispetto a quella riscontrata nelle strade; nella fase di accensione il veicolo consuma più carburante rispetto alla normale marcia; inoltre, durante la sosta le perdite di oli e benzine sono più frequenti (Ball et al. 1998).

Tipologie di strade	Fosforo [mg/l]	Azoto [mg/l]	Azoto Kjeldahl [mg/l]	BOD ₅ [mg/l]	PAH(*) [µg/l]	Pirene [ppb]	Zinco solubile [µg/l]	Rame solubile [µg/l]
Parcheggio commerciale	0.20	1.94	1.6	10.5	75.6	12.2	64	10.7
Strada ad alto traffico	0.31	2.95	2.5	14.9	15.2	2.37	73	11.2
Strada a medio traffico	0.23	1.62	1.3	11.6	11.4	1.75	44	7.3
Strada a basso traffico	0.14	1.17	0.9	5.8	1.7	0.27	24	7.5
Strada residenziale	0.35	2.10	1.8	13.0	1.8	0.34	27	11.8

(*) PAH : idrocarburi policiclici aromatici

Tab. 24. Concentrazioni medie di alcuni inquinanti nelle acque di dilavamento di diverse tipologie di strade (Papiri e Todeschini, 2005).

La figura 20 mostra gli effetti negativi delle strade rispetto agli ecosistemi acquatici in termini di distanza dalle strade. Gli effetti dell'inquinamento chimico sono subito percepibili dagli ecosistemi a fianco della strada, gli effetti sulle falde, sull'alterazione dei suoli e della vegetazione è registrabile a partire da una distanza di circa 15 metri dalla strada fino a circa 250m.

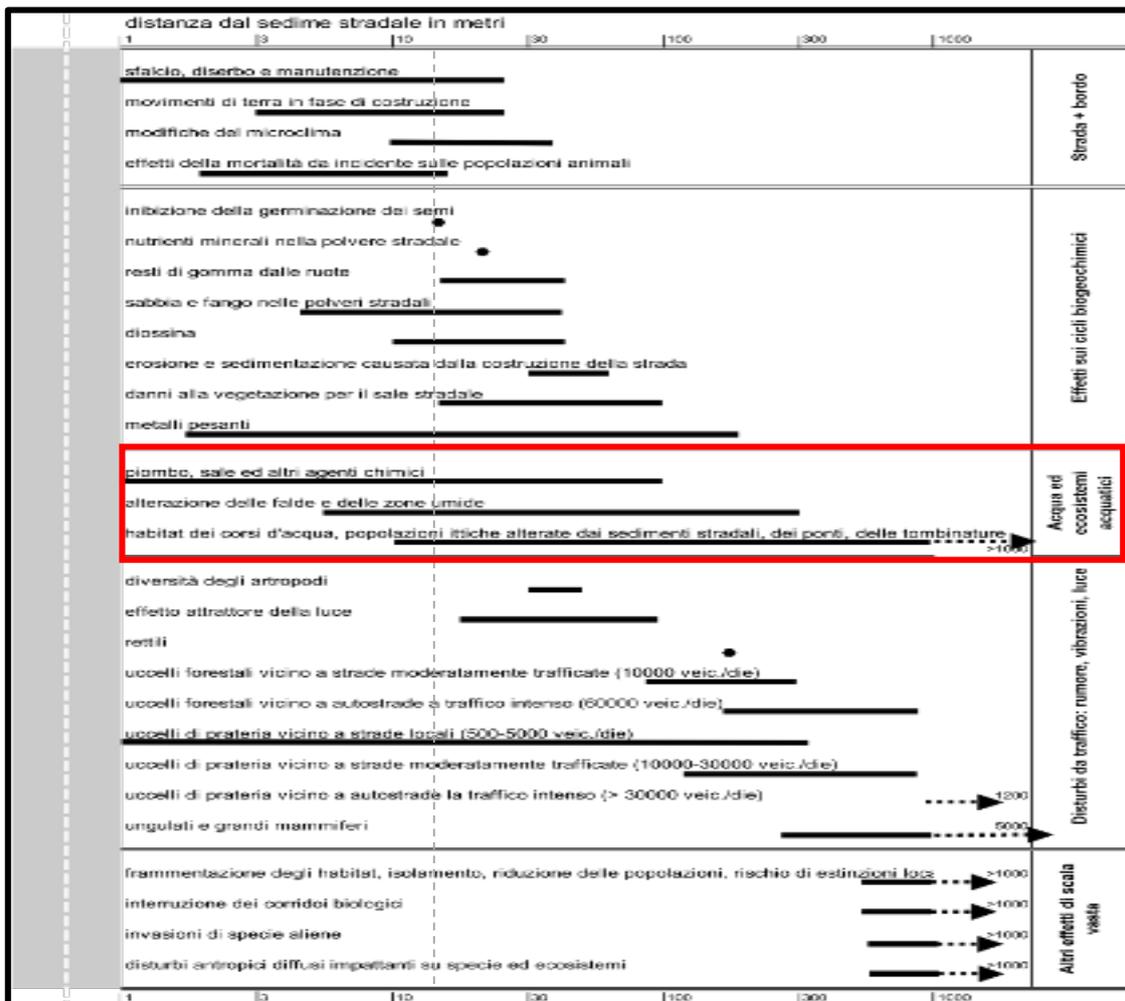


Fig. 20. Effetti negativi delle strade sugli ecosistemi circostanti (Forman et al., 2003)

Sulla base di queste prime informazioni è stato classificato il territorio della conoide del fiume Marecchia in funzione del grado di impatto (alto, medio, basso) sulle acque e sugli ecosistemi acquatici per il rilascio di sostanze inquinanti quali N, P, BOD, zinco, etc. sulla base delle tipologie di strade presenti e della distanza di influenza (Fig. 20). In particolare sono stati associati alti impatti da inquinamento chimico all'autostrada e alle strade statali che si presume siano quelle a più alto traffico, medi impatti per le strade provinciali e bassi per le strade comunali ad un buffer di 100 metri dalla strada. Tra i 15 metri e i 250 metri sono stati associati invece gli impatti per le falde, per l'alterazione dei suoli e della vegetazione. La tabella 25 mostra la quantità di area a potenziale impatto per le diverse tipologie di strade; le aree a impatti più elevati per le falde (15-250 m) sono dell'ordine del 15-16% del territorio della conoide mentre la porzione ad impatto più basso si estende per oltre l'80% dell'intera conoide.

	Lunghezza (Km)	Area di impatto min. potenziale (100 m) (ha)	Area di impatto max potenziale (15-250 m) (ha)	% max sul territorio della conoide (buffer 15-250 m)
AUTOSTRADA e STRADE STATALI	57,8	882,9	1.864,7	15%
STRADE PROVINCIALI	50,5	8.82,7	1.969	16%
STRADE COMUNALI	730,8	7.614	9.999	81%

Tab. 25. Area a potenziale impatto per le diverse tipologie di strade

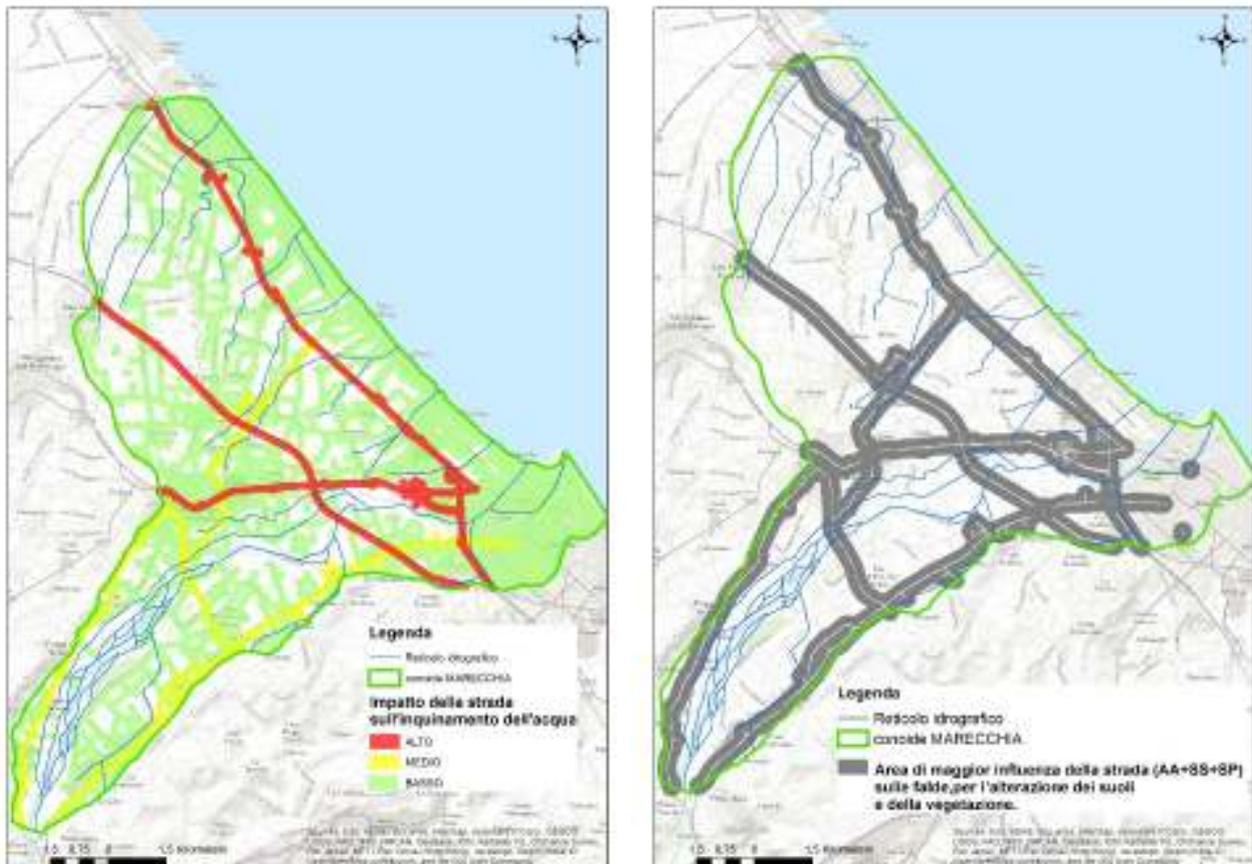


Fig.21. Impatto della presenza di strade sulla qualità delle acque (sx) e influenza relativamente alle falde, al suolo e all'alterazione della vegetazione (dx).

Per quanto riguarda l'area di studio parte di questi impatti sono mitigati con la realizzazione di alcuni invasi accoppiati agli scaricatori di piena che sono responsabili, soprattutto a seguito di eventi meteorici intensi, del rilascio senza trattamento di forti concentrazioni di solidi e di inquinanti presenti nelle prime piogge per dilavamento delle superfici urbane.

La necessità quindi di inviare al trattamento un'aliquota importante della massa di inquinanti veicolata dalle acque meteoriche di dilavamento, senza aumentare le portate usualmente addotte in tempo di pioggia agli impianti di depurazione, suggerisce come soluzione atta ad una migliore tutela del ricettore, di accoppiare agli scaricatori di piena appositi sistemi di invaso, nei quali possano essere accumulate le prime acque di pioggia. Questi invasi, chiamati vasche di prima pioggia, hanno la funzione di accumulare, fino al loro completo riempimento, i deflussi, separando le acque di prima pioggia da quelle successive, tramite un bacino di accumulo, che verrà svuotato lentamente una volta terminato l'evento pluviometrico verso l'impianto di trattamento.

L'uso congiunto di scaricatori di piena e vasche di prima pioggia è quindi in generale preferibile in quanto consente di intercettare e di inviare alla depurazione, oltre alle acque reflue, anche le acque meteoriche che presentano alte concentrazioni di inquinanti.

Così come riportato nel Piano Generale delle Fognature del comune di Rimini il problema maggiore della rete di drenaggio di Rimini è rappresentato dal fatto che gran parte degli scoli con foce diretta sul mare sono stati trasformati, durante la progressiva urbanizzazione, in collettori fognari per il recapito delle acque bianche e miste. Per questo motivo, quasi ovunque, le parti terminali delle fosse sono state chiuse e le foci intercettate da sistemi di paratoie abbinati ad impianti di sollevamento che deviano le acque reflue alla depurazione. In corrispondenza di eventi meteorici particolarmente intensi si genera però la necessità di aprire gli organi di interclusione che normalmente presidiano le foci degli scoli per consentire lo scarico a mare delle acque miste non inviabili alla depurazione.

La crescita delle aree urbane ha inoltre determinato la trasformazione del suolo, che in termini idraulici si concretizza in un afflusso alla rete scolante di volumi d'acqua più consistenti, sia reflua che meteorica.

Nel corso degli ultimi anni il sistema fognario però si è dotato di diversi invasi, sia di laminazione sia di prima pioggia, che progressivamente stanno cercando di mitigare l'impatto degli scarichi a mare in occasione degli eventi pluviometrici.

Nella parte nord della città di Rimini sono presenti otto scoli consortili (fosse), con foce a mare, previa intercettazione a mezzo di paratoie telecontrollate:

- Pedrera Grande, col proprio affluente fosso Valentina o Pedrera Piccolo;
- Cavallaccio, le cui portate di sole acque meteoriche sono intercettate d'estate e suddivise fra i bacini del Pedrera Grande e del Brancona;
- Brancona;
- Viserbella;
- Sortie;
- Sacramora;
- Turchetta;
- Matrice, che scarica le proprie acque nel fiume Marecchia.

Da queste fosse le acque reflue confluiscono verso il mare, dove sono presenti una serie di impianti di sollevamento che si occupano del rilancio delle acque verso impianti più a monte (impianto di Santa Giustina e impianto Marecchiese). Allo sbocco di alcune di queste fosse è poi presente un sistema di paratoie che, in condizioni critiche, permettono lo scarico diretto delle acque in mare.

Attualmente il sistema fognario del Comune di Rimini presenta sei vasche di laminazione per un totale di circa 85'000 m³, e quattro vasche di prima pioggia, per un volume totale di circa 17'100 m³ di cui 3 posizionate nell'area della conoide (fig.22).



Fig. 22. Localizzazione delle vasche di laminazione nell'area della conoide (da Provincia di Rimini, 2012)

Il Piano di Indirizzo per la gestione delle acque di prima pioggia redatto dalla provincia di Rimini (2012) stima, mediante simulazione riferita ad eventi di pioggia dell'anno 2009, la distribuzione di frequenza della massa di COD sversata dagli scaricatori della rete fognaria nei corpi idrici nello stato iniziale senza invasi e successivamente con gli invasi realizzati al fine di verificare la potenzialità dei sistemi di invaso nell'abbattimento del COD presente nelle acque di prima pioggia.

Viene adottato come riferimento il COD in quanto è il parametro che viene citato nella normativa e rappresentativo sia del contributo delle acque reflue che del dilavamento delle superfici urbane; con COD si intende la richiesta di ossigeno necessaria per la completa ossidazione dei composti organici e inorganici presenti nelle acque. Rappresenta quindi un indice di inquinamento relativo alle sostanze ossidabili.

Nella prima simulazione (Tab. 26), la rete utilizzata è completamente priva di invasi (scenario 0), sia di laminazione che di prima pioggia, per ottenere la stima dei volumi e le masse di COD che la rete genera per la sua conformazione, senza eventuali diminuzioni dovute agli invasi. In particolare emerge che gli scarichi a mare pesano l'81%, in termini di COD, di tutti gli scaricatori presenti nell'agglomerato di Rimini. Rimini contribuisce maggiormente alla massa di COD immessa nei corpi idrici recettori e in particolare dallo studio emerge come sono proprio gli scaricatori che sversano le acque in mare a determinare il maggior impatto per l'agglomerato di Rimini.

	Massa COD [kg]	Percentuale
Rimini	226'834	92.5%
Santarcangelo	5'811	2.4%
Verucchio	3'070	1.25%
Bellaria	4'109	1.7%
Sfioro Depuratori	4'770	1.9%
Torriana-Poggioberni	717	0.25%
TOTALE	245'310	100.0%

Tab.26. Suddivisione dei diversi contributi in termini di massa di COD sversata (scenario zero senza invasi)

Come indicano in modo più esplicito le normative regionali in materia di trattamento di acque di prima pioggia o, più in generale, di reflui urbani, possono essere considerate acque di prima pioggia i primi 2,5 – 5 mm di acqua meteorica di dilavamento uniformemente distribuita su tutta la superficie scolante servita dal sistema di drenaggio; ai fini dei calcoli delle portate transitanti nel sistema di drenaggio stesso si considera che tale quantità di pioggia sia caduta in un intervallo di tempo di 15 minuti. Il corrispondente volume d'acqua sarà di 25-50 m³ per ettaro di superficie considerata. Infine, perché possano essere considerate *di prima pioggia*, le acque meteoriche devono essere associate ad un evento di pioggia preceduto da almeno 48 ore di tempo asciutto.

La rete allo "stato zero" non rappresenta in realtà la rete allo stato attuale (stato 1), poiché negli ultimi anni sono già state previste e realizzati una serie di invasi (vasche di laminazione e vasche di prima pioggia) con lo scopo di abbattere le portate sversate dagli scaricatori, e raggiungere gli obiettivi di qualità per i corpi idrici.

La rete allo stato 1 permette di giungere agli abbattimenti di COD descritti in tabella 27: gli invasi già costruiti (vasche di laminazione e vasche di prima pioggia) però non risultano ancora sufficienti per raggiungere l'obiettivo sancito dalla normativa di un abbattimento della massa inquinante scaricata del 70% per le zone costiere.

Nome	Codice	Massa COD senza invasi (kg)	Massa COD attuale (kg)	Percentuale di abbattimento
Ausa	SFEM 45 RIMINI	119'000	74'786	37%
Colonnella 1	SFEM 46 RIMINI	9'777	5'622	42%
Colonnella 2	SFEM 47 RIMINI	20'300	4'091	80%
Rodolia 1	SFEM 48 RIMINI	16'986	10'685	35%

Tab. 27. Riduzione della massa sversata nello stato attuale (stato 1) rispetto alla configurazione senza invasi.

Al tale scopo nello studio sopra citato è stata simulata la nuova % di abbattimento di COD attraverso 3 tipi di opere (scenario 2) (Tab. 28):

- Riqualificazione di invasi esistenti
- Separazione delle reti fognarie
- Costruzione di nuovi invasi

	Massa COD Scenario 0 [kg]	Massa COD Scenario 2 [kg]	Percentuale di riduzione
Rimini	226'834	58'560	74.2%
Santarcangelo	5'811	5'811	0.0%
Verucchio	3'070	3'070	0.0%
Bellaria	4'109	4'109	0.0%
Sfioro Depuratori	4'770	295	93.8%
Torriana-Poggioberni	717	717	0.0%
TOTALE	245'310	72'561	70.4%

Tab.28. Riduzione della massa sversata nello stato di progetto rispetto alla configurazione senza invasi (da Provincia di Rimini, 2012)

Le opere sopra citate dovrebbero portare ad un abbattimento di oltre il 90% per la massa di COD derivante dallo sfioro dei depuratori e oltre il 70% per il comune di Rimini.

Gli impatti negativi nella realizzazione delle prime due tipologie di opere sono minimi e legati unicamente allo scavo per posare i nuovi collettori fognari. Le vasche di prima pioggia previste nel centro urbano saranno interrato ed impermeabili in modo tale da evitare ogni possibile forma di infiltrazione. L'impatto ambientale sarà minimo e legato unicamente alla fase di cantierizzazione degli invasi.

Si cercherà di ridurre i consumi energetici prevedendo l'impiego di dispositivi di lavaggio delle vasche di prima pioggia e volano a basso consumo energetico e l'uso di apparecchiature elettromeccaniche ad elevata efficienza energetica.

Si può pertanto affermare che gli interventi sono sicuramente efficaci sia nell'abbattere il COD, come prescritto dalla Normativa Regionale, che in termini di riduzione del numero di sversamenti ossia di riduzione del numero di attivazione degli scarichi.

Le acque contaminate inoltre ritorneranno all'ambiente solo dopo gli opportuni trattamenti di depurazione, ciò determinerà un miglioramento delle condizioni dei corpi idrici, della qualità delle acque adibite alla balneazione e dell'immagine turistica del territorio provinciale (Provincia di Rimini, 2012).

Poiché gli interventi di progetto sono finalizzati alla migliore conservazione e fruizione del territorio, al contenimento delle immissioni di elevati carichi di COD nei ricettori superficiali, alla mitigazione delle insufficienze idrauliche in caso di eventi meteorici significativi, non può che essere positiva anche l'implicazione sociale ed economica del Piano sulla popolazione (Fabiani et al., 2006).

Per quanto riguarda i costi associabili alla realizzazione di questi sistemi essi sono descritti in Tab. 29: agli oneri necessari per la realizzazione dei manufatti nel bilancio complessivo dei costi per il trattamento delle acque di prima pioggia sono da sommare i costi per la gestione della vasca di accumulo con particolare riferimento alle operazioni di rimozione del materiale sedimentato e di lavaggio delle vasche, che dovrebbero essere attrezzate con sistemi di lavaggio automatizzati. Da aggiungere poi i costi per l'eventuale sollevamento con invio diretto all'impianto di depurazione o alla rete fognaria dei reflui stoccati.

Il valore più significativo resta comunque il costo unitario necessario alla depurazione delle acque di prima pioggia analoghi ai costi sostenuti per il trattamento delle acque reflue urbane afferenti all'impianto.

L'incremento del costo di costruzione delle vasche di prima pioggia per tenere in conto anche della gestione delle stesse può essere stimato compreso tra il 5% ed il 20%.

Nel piano provinciale si rimanda ai rispettivi Piani d'Ambito per una attenta valutazione dei costi per la realizzazione degli interventi individuati nel Piano di indirizzo ed i conseguenti benefici ambientali conseguiti.

REALIZZAZIONE VASCA DI PRIMA PIOGGIA	GESTIONE VASCHE DI PRIMA PIOGGIA
Componenti di costo	Costi di gestione
Progettazione	Energia elettrica
Acquisizione dell'area	Materiali
Tubazioni di collegamento alla rete esistente e di sfioro	Smaltimenti rifiuti
Viabilità d'accesso	Depurazione acque
Opere civili	Manutenzioni
Impianto di sollevamento	Servizi
Sistema di movimentazione e di lavaggio automatico	Noleggi
Impianti elettrici	Personale
Telecontrolli	Utilizzo mezzi
Allacciamenti ai servizi vari (EE, telefono..)	Attrezzature
Installazione di eventuale dispositivo per il trattamento degli odori	Ammortamenti

Tab. 29. Voci di costo dei sistemi di trattamento delle acque di prima pioggia (da Piano di Indirizzo per la gestione delle acque di prima pioggia, 2012)

3. FATTORI DI IMPATTO E VALUTAZIONE DEL RISCHIO AMBIENTALE

Già in passato l'ambito fluviale della bassa valle del Marecchia era stato oggetto di un'analisi dei fattori di alterazione ecosistemica attraverso un'indagine *expert-based* sviluppata dalla Provincia di Rimini nell'ambito dell'Agenda XXI (Santolini e Morri 2004). In questo contesto, venivano considerate 18 azioni sottoposte ad una valutazione e classificazione in relazione alla loro possibilità reale e/o potenziale di creare un impatto positivo o negativo sul sistema ambientale. Di queste azioni si è valutata l'incidenza sulle componenti ambientali e quindi su una parte delle risorse disponibili in modo da capire come pesano sul sistema ecologico e che livello di interazione possono avere con l'ecosistema. Sulla base di questa elaborazione si può osservare come i diversi fattori di pressione determinino un peso diverso sul sistema fluviale (Fig. 23).

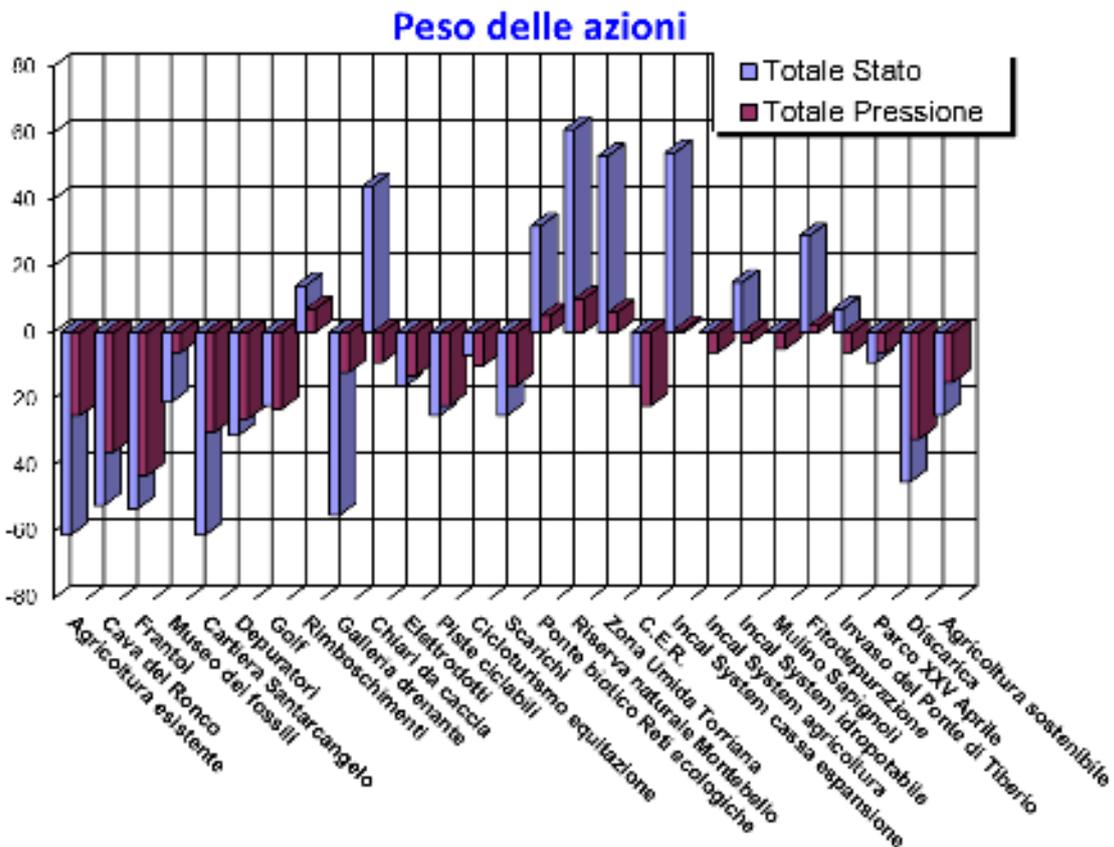


Fig. 23. Fiume Marecchia - Studio di fattibilità-(in attuazione del progetto denominato "Maricla" del gruppo ambiente e territorio 1, Forum agenda 21 della Provincia di Rimini, Santolini e Morri 2004).
Peso delle azioni scaturito dall'analisi expert-based

Possiamo notare come in base ai fattori di stato e pressione, solo 9 drivers assumano valori di pressione positivi. Questo indica come le attività e le situazioni presenti interagiscono in maniera positiva con le dinamiche del sistema e, di fatto, si possono ritenere consoni con la vocazione del paesaggio fluviale.

Inoltre, 6 di questi drivers presentano come componente caratterizzante l'elemento acqua che determina un peso delle azioni rivolte al miglioramento della qualità dell'ecosistema e si ripercuote però a scala più vasta. Purtroppo, di queste azioni solo 2 si presentano limitate nella finalità di recupero ambientale. Infatti già allora le azioni che supportavano lo stoccaggio di acqua evidenziavano valori estremamente positivi per quanto riguarda lo stato, ma in alcuni casi negativi considerando ovviamente i fattori di pressione (chiari da caccia/attività venatoria).

Questa vecchia impostazione già faceva emergere la necessità di sviluppare interesse verso funzioni ed azioni legate al ciclo dell'acqua. Attualmente, la rilevanza degli aspetti di vulnerabilità dei sistemi idrici aggravati dai cambiamenti climatici ha sollecitato iniziative specifiche sia a livello internazionale che paneuropeo

nell'ambito del Protocollo Acqua e Salute alla Convenzione sull'acqua della *United Nations Economic Commission for Europe* (UNECE). In questo contesto sono state sviluppate le linee guida nella gestione dei servizi idrici che prevedono specificatamente il ruolo del Water Safety Plan per il management dei rischi emergenti indotti dai cambiamenti climatici. Esistono anche recenti norme internazionali che descrivono i principi di gestione di rischio per potenziare il grado di integrità dei sistemi idropotabili (Lucentini et al., 2014).

In virtù di questi aspetti, adattando le linee guida alla valutazione e gestione del rischio dell'Istituto Superiore di Sanità (Lucentini et al., 2014) è stata effettuata una stima dei fattori di rischio emergenti, derivanti dal presente quadro analitico rispetto al potenziale impatto sulle risorse e sui sistemi idropotabili. Infatti, da ciò è possibile sviluppare una valutazione del rischio ambientale legata ai fattori di alterazione della risorsa idrica in termini di quantità ma soprattutto di qualità.

Costi Ambientali. Questo approccio può essere uno degli strumenti per individuare i costi ambientali (DM 24 febbraio 2015, n. 39) cioè i costi causati dai *danni che l'utilizzo stesso delle risorse idriche impone all'ambiente, agli ecosistemi e a coloro che usano l'ambiente (es. una riduzione della qualità ecologica degli ambienti acquatici o la salinizzazione e degradazione dei terreni produttivi)*. I costi risultano dal valore delle attività dedicate a diminuire l'impatto ambientale, ovvero tese a prevenire, abbattere o eliminare l'inquinamento, nonché a controllare l'impatto ambientale delle diverse attività sul territorio come indicato dal Regolamento recante i criteri per la definizione del costo ambientale e del costo della risorsa (ERC) per i vari settori d'impiego dell'acqua (DM 24 febbraio 2015, n. 39).

I costi ambientali possono essere valutati sulla base dei Costi connessi alle QUANTITÀ di risorsa prelevata/consumata sommata ai Costi connessi alla ridotta/alterata QUALITÀ dell'acqua restituita, di conseguenza il Costo Ambientale come effetto della integrazione fra valutazione della Quantità e Qualità.

Il fattore Quantità può essere calcolato valutando le quantità prelevate per i diversi usi x Costo Unitario x Correttivi dove:

La Quantità è quella misurata oppure, in assenza di misurazione, può essere la portata max di concessione (invece della media attuale) (Incentivo Misurazione). Il Costo ambientale della risorsa è la misura del danno arrecato agli ecosistemi, valido per tutto il territorio e gli usi. Proposta di stima sulla base del costo delle misure di contenimento delle pressioni e dei fattori di impatto relative ai diversi servizi ecosistemici (es. a pressione correlata ai prelievi). I fattori correttivi rappresentano l'impatto sul corpo idrico sullo stato quantitativo e qualitativo calcolati secondo gli indicatori DQA.

Il fattore Qualità del Costo Ambientale è assimilabile ai costi connessi alla ridotta/alterata **Qualità dell'acqua** restituita cioè il costo dell'Inquinamento generato x Correttivi in cui:

Costo dell'inquinamento generato è l'approssimazione migliore del valore del danno ambientale derivante dalle alterazioni quantitative dell'acqua restituita. È sicuramente funzione dello specifico uso e la stima può essere sviluppata attraverso un costo standard delle misure di mitigazione (dati letteratura) e/o costi delle misure del Piano correlate agli usi specifici in relazione ai SE che vengono interessati e dalle conseguenti azioni. Il Fattore correttivo può essere rappresentato dalla qualità del corpo idrico/sotto bacino idrografico, dove avviene la restituzione (Indicatori di stato di qualità della DQA).

La proposta può prevedere la possibilità di introdurre correttivi per incentivare all'uso virtuoso delle risorse (es. attività in aree ad alto valore naturalistico, certificazioni ambientali e di coltura bio ecc.) che possano mantenere o incrementare le funzionalità degli ecosistemi ed i conseguenti servizi ecosistemici.

Costi della Risorsa. Nel presente DM si esplicitano anche i costi della risorsa, “ovvero i costi delle *mancate opportunità* imposte da altri utenti in conseguenza dello sfruttamento intensivo delle risorse al di là del loro livello di ripristino e ricambio naturale (ad esempio legati all’eccessiva estrazione di acque sotterranee)” (par. 2.1, punto 3, della COM 2000/477)

La componente *ERC* quindi, è data dalla somma dei costi ambientali e della risorsa aggiornabili, valorizzata esplicitando gli oneri locali (canoni di derivazione/sottensione idrica, contributi per consorzi di bonifica, contributi a comunità montane, canoni per restituzione acque, oneri per la gestione di aree di salvaguardia), per la parte in cui le medesime voci siano destinate all’attuazione di specifiche misure connesse alla tutela e alla produzione delle risorse idriche o alla riduzione/eliminazione del danno ambientale o finalizzati a contenere o mitigare il costo-opportunità della risorsa (Metodo Tariffario Idrico 2016-2019- MTI -2 Schemi regolatori).

La revisione dei canoni deve conseguire una distribuzione proporzionata sui diversi settori di impiego dell’acqua del costo delle misure di risanamento previste per mitigare gli impatti prodotti dagli stessi usi. La quantificazione del canone deve essere effettuata sui volumi effettivamente prelevati con effetto di incentivo alla maggior diffusione di sistemi di misurazione e ad un utilizzo attento e sostenibile della risorsa idrica. Il valore del costo unitario dell’acqua deve essere calcolato sulla scorta di un’analisi economica del valore della risorsa e di una analisi di sostenibilità dei costi da parte dei diversi settori di utilizzo.

Attualmente, in assenza di precise indicazioni da parte dell’AEEGSI per l’individuazione e la valorizzazione degli ERC, è bene identificare e quantificare i potenziali costi ambientali e quale può essere il contributo sviluppato dagli ecosistemi e dalle loro componenti, per ridurre o contenere tali costi. Infatti, il ripristino o il miglioramento delle funzioni svolte dagli ecosistemi (ad es. la capacità naturale di autodepurazione dei sistemi fluviali), associato a pratiche che garantiscano la diminuzione nell’uso ad esempio di sostanze inquinanti (es. fertilizzazioni, spandimento liquami) garantisce la minimizzazione degli impatti sui corpi idrici. Pertanto, è necessario sviluppare e potenziare le naturali funzioni ecologiche al fine di garantire il mantenimento della qualità e quantità di risorsa idrica disponibile per il territorio.

L’analisi dei rischi mira ad una prima identificazione degli impatti rispetto al loro grado di probabilità e alla gravità dell’impatto stesso in funzione dei fattori di criticità che concorrono al peggioramento della qualità delle acque.

Per poter descrivere e valutare il rischio è necessario tener conto di due grandezze, la probabilità che un pericolo o un evento pericoloso si verifichi, e l’effetto che tale pericolo avrebbe una volta verificatosi, grandezze alle quali ci si riferirà in seguito semplicemente con i termini, rispettivamente di “probabilità” e “gravità delle conseguenze”. A tal fine è raccomandabile seguire un approccio semi-quantitativo (Lucentini et al., 2014) che si basa sulla combinazione delle grandezze sopra definite in una matrice, che fornisce come prodotto finale un punteggio univocamente associato all’entità del rischio considerato (Tab. 30). Per meglio comprendere il significato della matrice del rischio, si dà di seguito una descrizione più dettagliata delle due grandezze considerate:

Probabilità

Determinata da “quanto spesso” o “con quale probabilità” un pericolo o un evento pericoloso si può plausibilmente verificare, considerando in particolar modo i pericoli che si sono verificati in passato e la loro probabilità di ripetersi nel tempo, e deve anche prevedere la probabilità dei rischi e degli eventi che non si sono verificati.

Gravità delle conseguenze

Rappresenta la severità o intensità dell'impatto che il verificarsi del pericolo può avere, in primo luogo per la salute umana, ma anche per la qualità del servizio in termini di qualità igienico-sanitaria dell'acqua fornita, caratteristiche organolettiche, quantità erogata, continuità di erogazione, ecc.; elementi rilevanti nella valutazione sono: limiti health based sussistenti a livello normativo o definiti da enti di riferimento per il pericolo, potenziali effetti correlabili al superamento, entità del superamento (concentrazioni di esposizione, tempo di esposizione, popolazione coinvolta, utenze sensibili), possibilità di adottare adeguate misure di prevenzione o mitigazione del rischio, ecc.

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

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

Tab. 30. Matrice per la classificazione del rischio della filiera idropotabile secondo l'OMS Istituto superiore di Sanità, 2014)

Una prima analisi a seguito dell'individuazione delle fonti di impatto sulla qualità della risorsa idrica, è mostrata in Tab. 31 dove è stimata la probabilità ovvero quanto spesso si verifica l'evento che comporta un potenziale impatto sulla qualità delle acque rispetto alla sua intensità. Per l'area di riferimento i livelli di rischio risultano alti e molto alti. A questo si associa che il territorio di riferimento risulta privo di significativi elementi naturali che favoriscono i meccanismi di autodepurazione delle acque (es, fossi di scolo, fasce tampone, piccoli bacini umidi, ecc.). Lo sviluppo e l'aumento della funzionalità ecologica del sistema passa attraverso il potenziamento delle strutture che naturalmente favoriscono i processi di autodepurazione.

Fonti Puntuali	Peggioramento qualità acque		
	Probabilità	Gravità	Livello di rischio
Depuratore	Quasi certo	Moderata	15
Scarichi industriali	Quasi certo	Moderata	15
Sfioratori di piena	Moderatamente probabile	Grave	12
Reti non depurate	Quasi certo	Grave	20
Fonti Diffuse			
Zootecnico	Improbabile	Moderata	6

Fertilizzazione chimica	Moderatamente probabile	Moderata	9
Spandimento di fanghi	Moderatamente probabile	Grave	12
Mineralizzato+ Atmosferico	Quasi certo	Minore	10
Aree non collettate alla rete	Quasi certo	Moderata	15
Case sparse	Quasi certo	Moderata	15
Acque di prima pioggia	Moderatamente probabile	Grave (considerando alcuni interventi già realizzati)	12

Tab.31. Matrice per la classificazione del rischio legato alle fonti inquinanti per la qualità dell'acqua della conoide del Marecchia

Il processo di valutazione dei rischi associati ad ogni pericolo costituisce l'ossatura del piano che definisca le misure di gestione nel sistema idropotabile per prevenire la possibilità che il pericolo si verifichi nell'acqua resa disponibile per le diverse tipologie di consumo, dedicando un controllo prioritario all'idropotabile, e considerando ogni scenario realistico o plausibile. In questa situazione il 45,5% dei fattori di rischio hanno un valore molto alto e il 36,4% un valore alto (Tab. 31).

L'analisi multicriteri, che altri Autori chiamano "Calcolo delle preferenze", è una tecnica di Decision Support che agevola la scelta tra più alternative, caratterizzate da proprietà (criteri) comuni possedute in vario grado da ciascun elemento in gioco. Il decisore inoltre può – anzi, meglio, deve - tener conto del peso ossia dell'importanza che, a suo giudizio, pertiene a ciascun criterio, in quel dato contesto. In sostanza i diversi fattori che hanno peso sulla **Qualità delle acque** presentano il peso/voto indicato in tabella (Tab. 32).

Vantaggio/svantaggio ==>	VERO	VERO	VERO	VERO		
Pesi ==>	4	5	5	5		
Scelte	PROBABILITA'	GRAVITA'	% N	inquinanti	PuntNorm	Voto
Scarichi industriali	4	4	1	5	48	10,00
Acque di prima pioggia	3	4	1	5	46	9,58
Fertilizzazione chimica	3	3	4	2	43,5	9,06
Reti non depurate	4	4	1	4	43	8,96
Sfioratori di piena	3	3	1	4	38,5	8,02
Aree non collettate alla rete	4	4	1	3	38	7,92
Depuratore	4	3	2	2	35,5	7,40
Zootecnico	2	3	1	3	31,5	6,56
Spandimento di fanghi	3	3	1	2	28,5	5,94
Case sparse	4	2	1	1	23	4,79

Tab. 32. Fattori di interazione rispetto alla Qualità delle acque e loro rispettivo peso, normalizzato a 10, scaturito dall'analisi multicriteria

Nelle prime due righe in alto si ha il valore booleano VERO e, rispettivamente, i pesi assegnati ai criteri delle colonne. I valori logici a riga 1 servono a sottolineare che il valore elevato di ciascun criterio costituisce uno svantaggio, per cui elevati valori associati ai fattori "scelte" risulta svantaggiosi per il sistema. Inseriti i valori di valutazione si costruisce una tabella di calcolo in cui si replicano i valori *booleani* e pesi per l'elaborazione dei valori normalizzati. A questo punto la funzione discrimina a seconda dei booleani, il valore o, al contrario, il suo inverso, moltiplicando il risultato per ciascun peso. Si torni infine alle formule dei campi **PuntNorm** e **Voto** che restituiscono la sommatoria dei valori normalizzati e, rispettivamente, li riducono a voti da 1 a 10.

La tabella 32 evidenzia così una graduatoria dei fattori di rischio per la qualità delle acque evidenziando come la componente infrastrutturale e di attività agricola più industrializzata siano i fattori più pericolosi. Inoltre, la Fig. 24 ci mostra invece, la distribuzione del peso dei diversi criteri che, in relazione al tipo di fattore, può trasformarsi in una opportunità di tipo gestionale (acque reflue di depurazione) oppure rimanere una criticità di cui gestirne una progressiva riqualificazione (fertilizzazione, acque di prima pioggia).

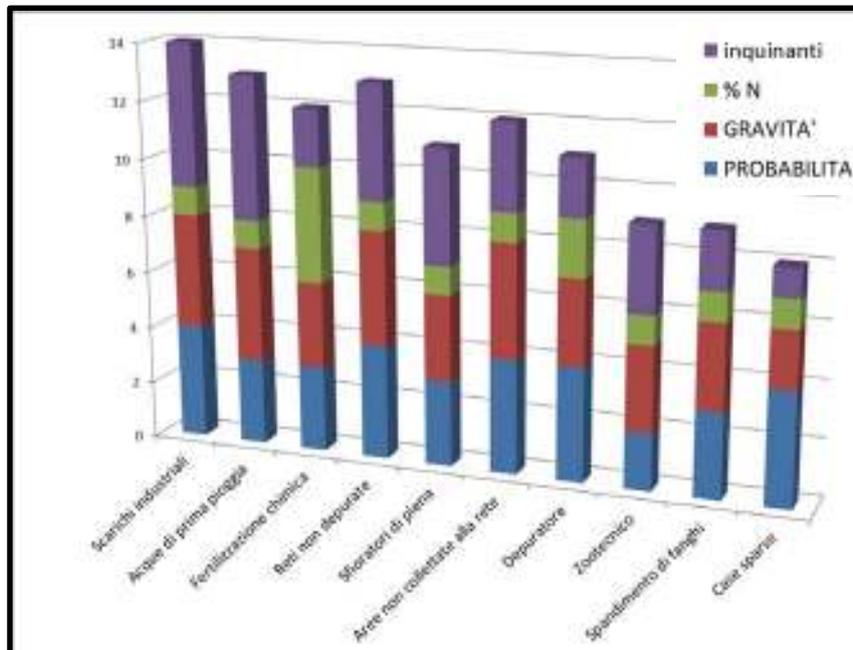


Fig. 24. Peso dei fattori di interazione sulla qualità delle acque in relazione all'analisi multicriteria

3.1. Considerazioni sui fattori di rischio, sui costi ambientali e sulle *Nature based Solutions*

L'attuazione del Decreto legislativo 152/99 sulla tutela delle acque (e sue modificazioni-D.Lgs. 258/2000), che recepisce la direttiva nitrati (91/676/CEE) e la direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane (91/271/CEE) e l'attuazione in corso della Direttiva Ippc, stanno determinando una riorganizzazione del monitoraggio e del controllo delle emissioni e porteranno sia a una prima classificazione dello stato di qualità ambientale dei corpi idrici sia a un quadro più significativo delle pressioni e degli impatti da essi subiti. Nell'ambito della direttiva Ippc in particolare, la Commission Decision 2000/479/EC e il D.Lgs. 372/99 (applicazione della direttiva Ippc) stabiliscono la costruzione rispettivamente di un Registro europeo (Eper) e di un Registro nazionale (Ines) di emissioni in aria e acqua di origine industriale.

In questo contesto normativo si inserisce il quadro delle fonti inquinanti che pesa sulla falda freatica della conoide del fiume Marecchia e l'approccio utilizzato individua i fattori che causano i maggiori danni all'ambiente, agli ecosistemi e a coloro che usano l'ambiente (es. una riduzione della qualità ecologica degli ambienti acquatici o la salinizzazione e degradazione dei terreni produttivi). (DM 24 febbraio 2015, n. 39) determinando così **costi ambientali** cioè i costi causati dai danni che l'utilizzo stesso delle risorse idriche impone.

Il tema della riorganizzazione del monitoraggio è imprescindibile ma, nell'ottica dell'approccio ecosistemico, risulta fondamentale porre attenzione su quelle fonti che potrebbero venire riutilizzate attraverso

meccanismi di riqualificazione/rigenerazione (*Nature based Solutions*, AAVV, 2015) della qualità della risorsa. Tali azioni offrirebbero il beneficio di ridurre il peso del carico inquinante e ottimizzerebbero l'uso delle risorse in settori (es. agricoltura) che pesano sulla risorsa idropotabile redistribuendo in modo sensibile i costi di utilizzo e di gestione. Ad esempio, l'ipotesi di riutilizzo delle acque reflue depurate, provenienti dal nuovo impianto a membrane di S. Giustina di Rimini, potrebbe svilupparsi utilizzando la disponibilità lungo l'asta del fiume Marecchia, in area golenale, del sistema di invasi di diversa dimensione con funzioni di affinamento fitodepurativo e accumulo per far fronte alle punte irrigue e/o limitare e differenziare temporalmente lo scarico nei periodi di secca del fiume Marecchia. Il volume richiesto è variabile e dipende dall'entità delle punte e dai tempi di ritenzione necessari per conseguire i risultati richiesti. Si può quindi pensare ad un sistema flessibile, espandibile quindi multifunzionale secondo le necessità di tipo irriguo o ambientale. Si tratta in ogni caso di volumi consistenti in gran parte ricavabili da ex cave (circa 5 M m³) e dai numerosi chiari da caccia (circa 600.000 m³) sparsi lungo il Marecchia di proprietà demaniale.

Di fatto, questo approccio si lega al paradigma dei **Servizi Ecosistemici** (par. 4) che ci aiuta a valutare i costi del danno ambientale come compromissione delle funzionalità ecologiche legate al ciclo dell'acqua. Questo risulta dall'analisi del valore delle funzioni degli ecosistemi presenti e delle attività da intraprendere attraverso *Natural Based Solutions*, anche rispetto ad una riconversione di tipo agronomico, dedicate a diminuire l'impatto ambientale, ovvero tese a prevenire, abbattere o eliminare l'inquinamento presente.

Secondo questa impostazione, il tema della sostenibilità risulta strettamente connesso alla compatibilità tra sviluppo delle attività economiche e salvaguardia dell'ambiente. In questo contesto, ben si inserisce il concetto delle *Nature-based Solutions (NbS)*, la nuova frontiera dello sviluppo sostenibile di cui l'Unione Europea ambisce a divenire promotrice e leader mondiale. Le *NbS* rappresentano un approccio innovativo e rivoluzionario con cui rispondere alle problematiche di degrado ambientale connesse con le attività antropiche, in quanto consentono di affrontare tali problematiche senza ricorrere a soluzioni "grigie", ma piuttosto attingendo alla molteplicità di processi e SE che caratterizzano l'ambiente naturale, imitandone e copiandone gli intrinseci meccanismi di funzionamento. Il concetto delle *NbS* è quindi un approccio innovativo che prevede una ri-centralizzazione della natura nelle scelte di sviluppo future e l'individuazione di soluzioni alternative che siano al tempo stesso efficienti ed economicamente convenienti (Green/Circular Economy, AAVV, 2015; Santolini e Morri 2017).

Inoltre, questo approccio spesso consente di abbandonare la realizzazione di infrastrutture costose a favore di soluzioni più economiche e più durature caratterizzate dall'uso di prodotti della natura e dei suoi processi (es. Ingegneria Naturalistica; fitodepurazione) e che in molti casi creano opportunità di lavoro a livello locale. Le infrastrutture verdi si basano sul principio che l'esigenza di proteggere e migliorare la natura e i processi naturali, nonché i molteplici benefici che la società umana può trarne, sia consapevolmente integrata nella pianificazione e nello sviluppo territoriali. L'approccio integrato che la contraddistingue, si rivela ottimale per l'economia complessiva sia dello spazio che degli interventi di gestione e di manutenzione poiché integra in un unico spazio, sufficientemente dimensionato, più funzioni e permette un minore consumo di suolo.

I costi delle *mancate opportunità* imposte da altri utenti in conseguenza dello sfruttamento intensivo delle risorse al di là del loro livello di ripristino e ricambio naturale (par. 2.1, punto 3, della COM 2000/477- Costi della Risorsa) dovranno essere opportunamente individuati una volta definiti i costi ambientali.

4. SERVIZI ECOSISTEMICI

Il quadro fino ad ora presentato, delinea la geografia degli impatti e delle criticità legate all'interazione fra attività antropiche, infrastrutture e parte del capitale naturale rappresentato dal ciclo dell'acqua. Di conseguenza, una volta rilevata la natura e le cause del danno, a seguito dell'analisi delle pressioni e degli impatti elaborata delle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sulle acque sotterranee (art. 5 DQA), sulla base del complesso di misure funzionali al ripristino dello stato-obiettivo atteso dal piano di gestione del corpo idrico, occorre:

- Procedere alla quantificazione dei costi da sostenere per la riduzione e/o rimozione del danno stesso.
- Attribuire gli oneri di copertura in applicazione dei principi "chi inquina paga" e "chi usa paga" (Decreto n.39/2015).
- Valutare l'apporto delle funzioni ecologiche Servizi Ecosistemici (SE) suscettibili di remunerazione o compensazione (in analogia ai servizi idrici). Tuttavia, il riconoscimento e la determinazione dei pagamenti di tali funzioni (Payments for Ecosystem Services - PES) richiede almeno l'esistenza di una consolidata struttura di relazioni tra risorse ambientali, sistemi economici e azioni di governance e la possibilità, nonché la capacità di definire una idonea contabilità ambientale in grado di valorizzare in termini economici le esternalità espresse dagli ecosistemi della conoide.
- Nel caso le condizioni sopra riportate siano soddisfatte, i PES possono essere contemplati nel contesto dell'analisi economica dei piani di gestione.

Far fronte a queste nuove sfide richiede un approccio integrato al territorio, volto a ridurre la vulnerabilità complessiva e la perdita di funzionalità ecologica e dei benefici che gli ecosistemi possono erogare. Di conseguenza, sulla base di quanto detto, per SE si intendono le tipologie di funzioni e di processi svolti dagli ecosistemi che generano benefici multipli derivanti direttamente o indirettamente da questi, indispensabili per la sopravvivenza e il benessere dell'uomo (Strategia Nazionale per la Biodiversità 2010-2020).

Negli ultimi anni, la classificazione dei SE secondo le quattro categorie proposte da MEA (2005), pur rimanendo generalmente di attualità, è stata modificata in modo sostanziale dall'Agenzia Europea per l'Ambiente all'interno della Classificazione Internazionale dei Servizi degli Ecosistemi (CICES - Haines-Young e Potschin, 2013) ed anche dal TEEB (de Groot, 2010) (Fig. 19).

Regolazione (Regulating): oltre al mantenimento della salute e del funzionamento degli ecosistemi, le funzioni regolative raccolgono molti altri servizi che comportano benefici diretti e indiretti per l'uomo (come la stabilizzazione del clima, la depurazione, il riciclo dei rifiuti), solitamente non riconosciuti fino al momento in cui non vengono persi o degradati;

Supporto alla vita (Supporting): queste funzioni raccolgono tutti quei servizi necessari per la produzione di tutti gli altri servizi ecosistemici e contribuiscono alla conservazione (in situ) della diversità biologica e genetica e dei processi evolutivi e dinamici degli ecosistemi.

Approvvigionamento (Provisioning): queste funzioni raccolgono tutti quei servizi di fornitura di risorse che gli ecosistemi naturali e semi-naturali producono (ossigeno, acqua, cibo, ecc.).

Culturali (Cultural): gli ecosistemi naturali forniscono una essenziale "funzione di consultazione" e contribuiscono al mantenimento della salute umana attraverso la fornitura di opportunità di riflessione, arricchimento spirituale, sviluppo cognitivo, esperienze ricreative ed estetiche.

Con i SE così classificati si deve considerare che le funzioni ecologiche di regolazione e di supporto e i conseguenti servizi, sono l'architettura fondamentale e fisiologica di mantenimento e di funzionamento degli ecosistemi e fondamentali per l'erogazione degli altri servizi. Sul territorio queste funzioni assumono una maggiore importanza nella valutazione ecologica economica dei SE poiché anche a scala locale, garantiscono il funzionamento dell'ecosistema (flusso di energia, di informazioni e lavoro) e come tali possono essere usate per stimare le soglie di criticità d'uso rispetto agli altri SE.

Di conseguenza, in un processo di Pianificazione, di VAS o di sviluppo di Pagamento di Servizi Ecosistemici ed Ambientali (PSEA Art. 70, LN 221/2015), la valutazione dei SE di carattere "fisiologico" o biofisico (supporting/regulating) diventa necessaria per determinare la dimensione critica minima dell'impatto a salvaguardia nel tempo della funzione collettiva del bene cioè l'utilità sociale (fissazione di C, trattenimento del suolo, di acqua ecc.) e il benessere derivante, nonché per mantenere intatte o incrementare le sue funzioni (commi a e b art. 70) rispetto agli usi diretti delle risorse compreso il suolo.

Inoltre, queste funzioni possono produrre un effetto integrato e interdipendente che spesso dipende dagli stessi fattori ambientali che le determinano e le guidano. In un ecosistema forestale, ad esempio le funzioni ecologiche del ciclo dell'acqua (depurazione, riduzione tempi di corrivazione, stoccaggio, laminazione) sono fortemente in relazione alle funzioni del ciclo dei sedimenti (es. trattenimento del suolo) sviluppando SE di regolazione di tipo integrato.

Questi processi che hanno una dimensione territoriale spiccata e definita si prestano ad un bilancio ecologico-economico più completo ed efficace se sviluppate all'interno di una unità territoriale (bacino idrografico o sottobacino) in cui le aree protette possono essere l'elemento core del sistema a salvaguardia delle funzioni collettive (supporting/regulating) del Capitale naturale nel tempo.

Distinguere tra tipologie di servizi diventa fondamentale anche per fornire una chiara comprensione della distribuzione spaziale del flusso del SE (Morri et al. 2014) all'interno di un territorio (Unità Ecologico Funzionale) (Fig. 25): dal luogo in cui si sviluppa la funzione, in cui la prestazione del servizio può essere valutata, e in ultima analisi, i luoghi in cui i benefici possono venire apprezzati.

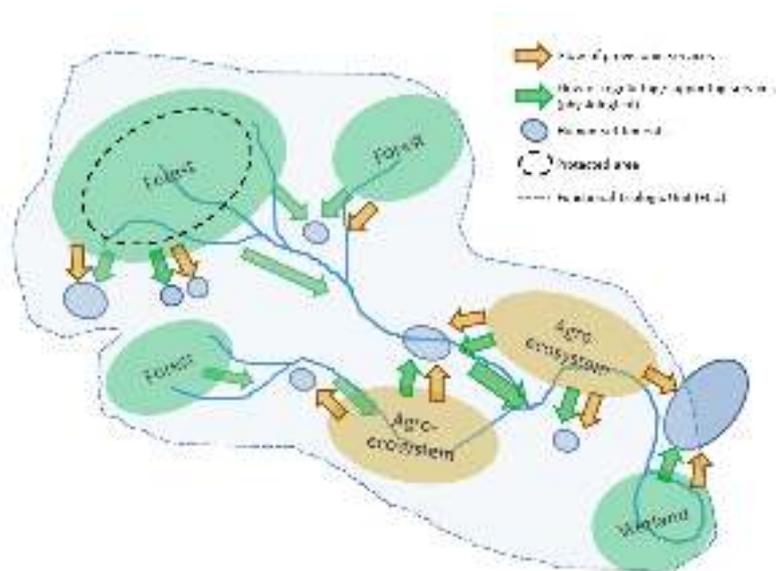


Fig. 25. Unità Ecologico Funzionale (UEF)

I servizi sono in realtà concettualizzazioni (etichette) di "cose utili" che gli ecosistemi "fanno" per le persone, direttamente e indirettamente per cui bisogna essere consapevoli che i SE possono cambiare livello di utilità, mentre il sistema ecologico rimane in uno stato relativamente costante nel tempo. Sviluppare l'analisi valutativa in un territorio definito, rende le valutazioni più stabili nel tempo e meno dipendenti da fattori di alterazione fuori scala, legandole più efficacemente al territorio.

Nella valutazione e quantificazione dei SE esistono due diversi livelli di analisi: un primo livello di valutazione qualitativa che si basa sulla capacità potenziale del sistema di fornire i SE e successivamente una quantificazione biofisica del processo ecologico e del valore economico del servizio ad esso associato individuando le aree a maggior fornitura di SE rispetto alla domanda di SE nel territorio oggetto di studio.

4.1. Scelta dei SE e Mappatura

Una prima mappatura dei SE viene realizzata per l'area di studio mediante la metodologia seguita da Burkhard et al (2012, 2014) e Scolozzi et al., (2012) al fine di individuare le aree più propense alla fornitura di alcuni SE. In particolare il modello di mappatura dei SE per l'area della conoide prende avvio dall'analisi della capacità delle diverse tipologie di uso del suolo nel fornire i servizi ecosistemici selezionati attraverso una metodologia qualitativa che si avvale della stima di esperti per valutare lo stato e la previsione dei SE nel territorio di studio.

Questo tipo di analisi si basa sulla considerazione che ogni tipologia di uso del suolo presenta una certa potenzialità nel fornire una serie di SE e per ogni voce di legenda della cartografia, viene associato un valore di performance, cioè un valore di capacità potenziale di quella specifica copertura nel fornire quel determinato servizio che scaturisce da una valutazione expert based (Burkhard et al. 2014). Secondo questa metodologia pertanto, ad ogni coppia di tipologia di uso del suolo e ad ogni ES è associato un valore da 0 a 5 che esprime la capacità potenziale di fornitura del SE (0= non rilevante 1= poco rilevante, 2= rilevante; 3= mediamente rilevante; 4=molto rilevante 5=altamente rilevante (massimo)). Questa metodologia è contenuta in Burkhard et al. (2012) e sviluppata da MAES et al. (2013) e successivamente da Burkhard et al. (2014) nonché da varie esperienze applicative (Scolozzi et al., 2012, Life MGN, 2016) sviluppate anche a livello regionale (Ferrari e Geneletti 2014; Santolini et al. 2016). Questa metodologia è stata utilizzata in numerosi studi sia a livello internazionale (Kandziora et al. 2013; Kaiser et al. 2013; Vihervaara et al. 2010 and 2012, Kroll et al. 2012; Nedkov and Burkhard 2012) che nazionale (Scolozzi et al., 2012; Santolini et al., 2015). Per l'area della conoide si utilizza come riferimento la carta di uso del suolo del 2008 prodotta dalla Regione Emilia Romagna in scala 1:25.000.

Le mappe che risultano da tale elaborazione, sono utili per individuare quali sono e come si distribuiscono le potenziali forniture di SE che caratterizzano l'offerta del territorio di riferimento. In questo modo si possono individuare le criticità territoriali, cioè le aree che non hanno vocazionalità per quel SE o presentano delle alterazioni che determinano una mancata erogazione del SE, evidenziando, nell'area di studio, i flussi, le origini, le destinazioni e le relative interruzioni nonché il livello di frammentazione. Questo tipo di approccio può essere estremamente importante nella Valutazione Ambientale strategica (VAS) e nella Valutazione di Impatto Ambientale (VIA), nonché in tutte le valutazioni territoriali a scala medio-vasta. Questo offre la possibilità di identificare i possibili attori territoriali che hanno un ruolo nell'uso e nella gestione della risorsa e dei conseguenti SE, facilitando così l'identificazione funzionale dei ruoli che essi possono assumere nell'attivazione del successivo eventuale processo di PSEA applicabili al territorio di riferimento per i diversi

SE, con specifico riguardo ad esempio alle possibili pratiche agricole che possono subire modificazioni al fine di garantire il mantenimento, l'incremento o il ripristino dei SE.

I SE ecosistemici di cui si vuole sviluppare la mappatura sono i seguenti:

- ✓ **Produzione di acqua:** fornitura in termini quantitativi e di rinnovamento delle acque superficiali. Essa può essere misurata in termini di fornitura e di domanda, come nei bilanci idrici
- ✓ **Regolazione del ciclo dell'acqua:** è la valutazione delle funzioni di quegli ecosistemi che permettono l'utilizzo della risorsa attraverso i processi di evaporazione, condensazione, precipitazione, infiltrazione, scorrimento e flusso sotterraneo; gli ecosistemi regolano questi flussi idrogeologici sulla superficie del bacino.
- ✓ **Purificazione dell'acqua:** vengono valutati gli ecosistemi che hanno capacità depurative soprattutto in relazione alle capacità fitodepurative e di ritenzione funzionale delle acque
- ✓ **Regolazione dei nutrienti:** è la valutazione delle funzioni di quegli ecosistemi anche agricoli che permettono l'assorbimento di nutrienti per cui si sviluppa un bilancio.
- ✓ **Protezione dagli eventi estremi:** gli ecosistemi funzionali che costituiscono un bacino idrogeografico contribuiscono a contenere ed assorbire eventi estremi dovuti spesso alle piogge e al vento. Ciò permette, tra l'altro, di mantenere la produttività agricola riducendo la perdita di terreno fertile.
- ✓ **Regolazione dell'erosione:** le componenti strutturali dell'ecosistema, specialmente la copertura vegetale e il sistema delle radici, che giocano un ruolo importante nel controllo dell'erosione.

Ai SE elencati in Tab. 33 sono associati i rispettivi valori di performance nella fornitura. Ai fini del presente studio sono stati scelti i servizi ecosistemici collegati alla risorsa idrica e agli ecosistemi acquatici tra quelli indicati in Burkhard et al., 2014 associati alle classi di uso del suolo di riferimento.

Poiché un SE è tale se esiste una domanda di esso e quindi un beneficio ad esso associato, ad ogni fornitura potenziale di SE può essere associata una domanda di SE in termini di richiesta di fornitura di quel particolare servizio/beneficio. La tabella 33 mostra pertanto i valori relativi alla domanda di SE delle stesse tipologie di uso del suolo comprese da 0= nessuna domanda rilevante da parte delle persone per quel SE; 1=bassa domanda; 2=rilevante domanda; 3= media domanda; 4= alta domanda; 5=domanda molto alta (Burkhard et al., 2014).

		Regolazione del ciclo dell'acqua	Protezione dagli eventi estremi	Regolazione dei nutrienti	Regolazione dell'erosione	Purificazione dell'acqua	Produzione di acqua
Cod.	Classi di uso del suolo (RER, 2008)	R	R	R	R	R	P
111	Tessuto urbano continuo	0	0	0	2	0	0
112	Tessuto urbano discontinuo	0	0	0	1	0	0
121	Aree industriali o commerciali	0	0	0	2	0	0
122	Reti stradali e ferroviarie e spazi accessori	0	0	0	1	0	0
124	Aeroporti	0	0	0	1	0	0
123	Porti	0	3	0	3	0	0

131	Aree estrattive	0	0	0	0	0	0
132	Discariche	0	0	0	0	0	0
133	Cantieri	0	0	0	0	0	0
141	Aree verdi urbane	2	1	2	2	2	0
142	Aree sportive e ricreative	1	0	1	1	1	0
211	Seminativi in aree non irrigue	2	1	1	0	0	0
212	Seminativi in aree irrigue	1	1	1	0	0	0
213	Risaie	1	0	1	0	0	0
221	Vigneti	1	0	1	1	0	0
222	Frutteti e frutti minori	2	2	2	2	1	0
223	Oliveti	1	0	1	1	1	0
231	Prati stabili	1	1	1	1	0	0
241	Colture annuali associate a permanenti	1	1	1	2	0	0
242	Sistemi colturali e particellari complessi	1	1	1	1	0	0
243	Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con spazi nat. imp	2	1	2	2	2	0
311	Boschi di latifoglie	3	4	5	5	5	0
312	Boschi di conifere	3	4	5	5	5	0
313	Boschi misti	3	4	5	5	5	0
321	Praterie e brughiere di alta quota	1	1	4	5	3	0
322	Cespuglieti e arbusteti	2	2	3	2	3	0
323	Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione	1	1	2	1	1	0
331	Spiagge, dune, sabbie	1	5	1	0	1	0
332	Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti	0	1	0	2	1	0
333	Aree con vegetazione rada	1	1	1	1	1	0
334	Aree percorse da incendi	0	0	0	0	0	0
411	Zone umide interne	3	4	4	1	2	0
412	Torbiere	4	3	4	2	4	0
511	Corsi d'acqua, canali e idrovie	3	3	3	0	3	5
512	Bacini d'acqua	5	3	3	0	2	5

Tab.33. Fornitura potenziale di SE (da Burkhard et al., 2014)

		Regolazione del ciclo dell'acqua	Protezione dagli eventi estremi	Regolazione dei nutrienti	Regolazione dell'erosione	Purificazione dell'acqua	Produzione di acqua
Cod.	Classi di uso del suolo (RER, 2008)	R	R	R	R	R	P
111	Tessuto urbano continuo	4	5	1	1	5	5
112	Tessuto urbano discontinuo	5	4	2	1	4	5
121	Aree industriali o commerciali	4	5	3	1	5	5
122	Reti stradali e ferroviarie e spazi accessori	4	4	0	3	0	1
124	Aeroporti	1	5	1	1	2	3
123	Porti	5	5	0	4	3	3
131	Aree estrattive	2	3	0	4	4	2
132	Discariche	0	5	0	0	3	2
133	Cantieri	2	3	2	2	2	2
141	Aree verdi urbane	2	2	0	0	0	2
142	Aree sportive e ricreative	1	3	0	0	1	3
211	Seminativi in aree non irrigue	2	2	3	3	0	0
212	Seminativi in aree irrigue	2	2	3	2	5	5
213	Risaie	5	2	3	2	5	5
221	Vigneti	1	3	3	5	4	4
222	Frutteti e frutti minori	1	3	3	1	2	3
223	Oliveti	1	3	3	1	2	1
231	Prati stabili	1	2	3	1	2	2
241	Colture annuali associate a permanenti	1	3	5	1	2	1
242	Sistemi colturali e particellari complessi	1	2	5	1	2	1
243	Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con spazi nat. imp	1	1	3	1	2	2
311	Boschi di latifoglie	0	0	0	0	0	0
312	Boschi di conifere	0	0	0	0	0	0
313	Boschi misti	0	0	0	0	0	0
321	Praterie e brughiere di alta quota	0	0	0	0	0	0
322	Cespuglieti e arbusteti	0	0	0	0	0	0
323	Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione	0	0	0	0	0	0
331	Spiagge, dune, sabbie	0	0	0	0	0	0
332	Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti	0	0	0	0	0	0

333	Aree con vegetazione rada	0	0	0	0	0	0
334	Aree percorse da incendi	0	0	0	0	0	0
411	Zone umide interne	0	0	0	0	0	0
412	Torbiere	0	0	0	0	0	0
511	Corsi d'acqua, canali e idrovie	0	0	0	0	0	0
512	Bacini d'acqua	0	0	0	0	0	0

Tab.34. Domanda potenziale di SE (da Burkhard et al., 2014)

La differenza tra fornitura di SE e domanda fornisce informazioni sul bilancio del territorio rispetto ad ogni SE in relazione alla sua composizione in termini di uso del suolo.

Le fig. 26 e 27 descrivono a titolo esemplificativo la mappatura di fornitura del servizio ecosistemico di regolazione del ciclo dell'acqua e di purificazione dell'acqua (sx) e il bilancio finale come differenza tra fornitura e domanda del SE (dx).

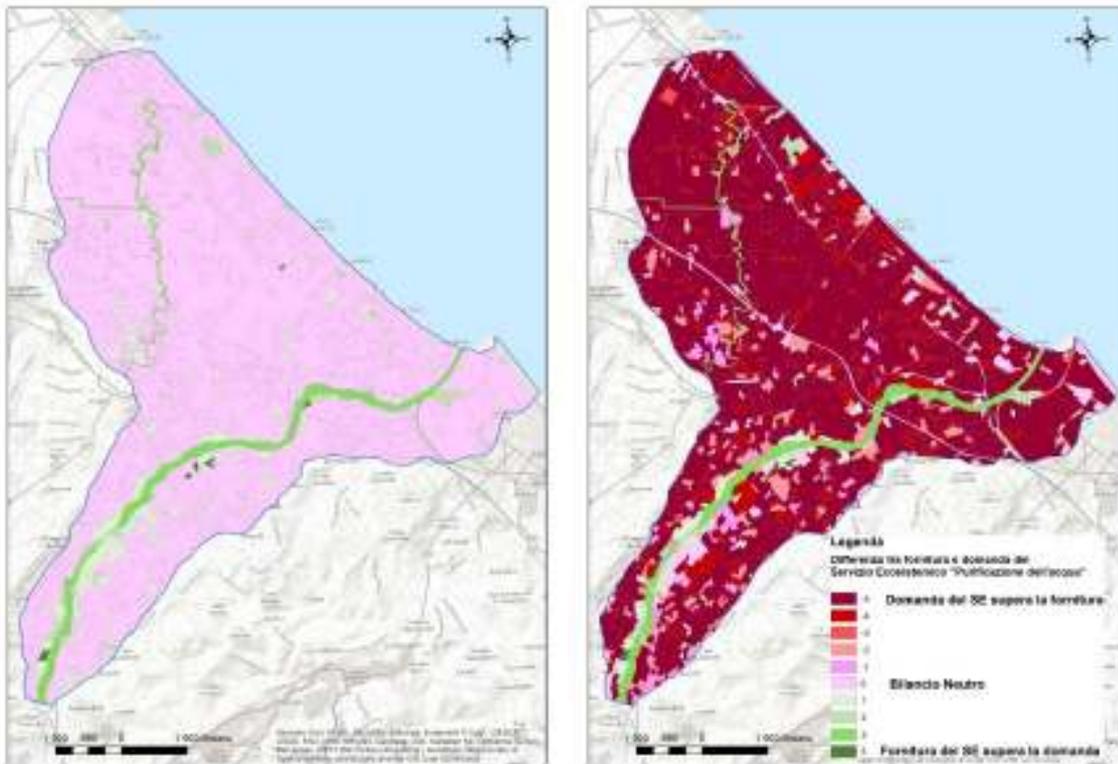


Fig. 26. Mappatura della fornitura potenziale del SE **Purificazione dell'acqua** (sx) e bilancio tra domanda e offerta (dx)

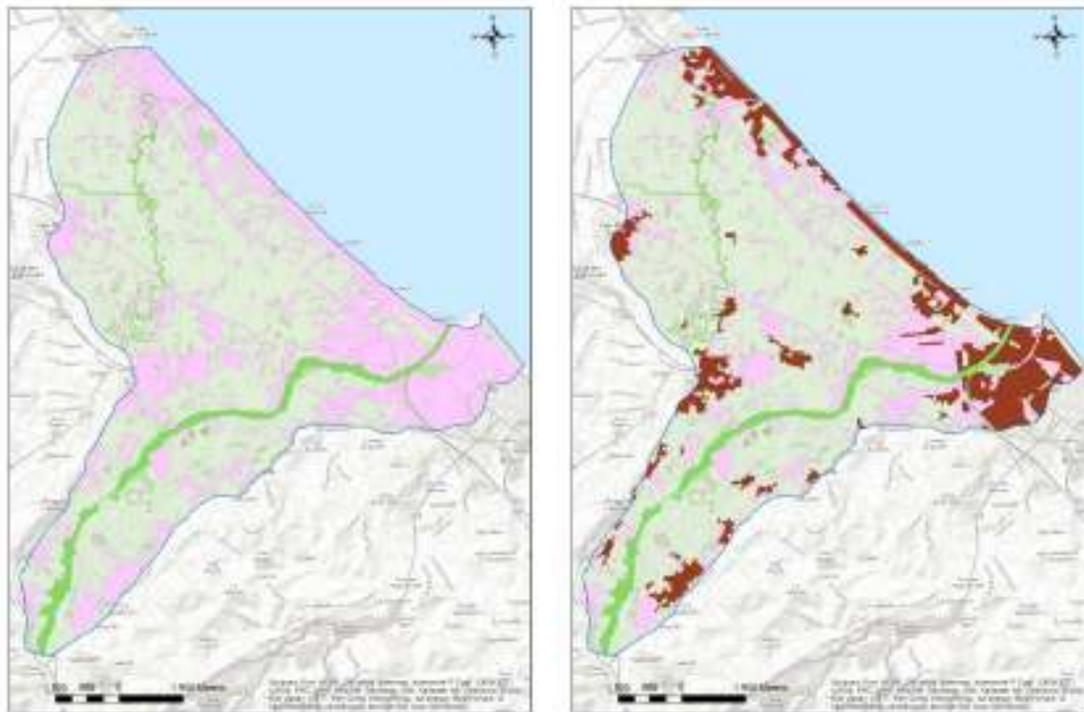


Fig. 27. Mappatura della fornitura potenziale del SE **Regolazione del ciclo dell'acqua** (sx) e bilancio tra domanda e offerta (dx)

4.2. Analisi geostatistica

Al fine di meglio rappresentare in modo efficace e spazialmente esplicito la distribuzione della fornitura di alcuni SE, è stato sviluppato un modello geostatistico. Lo studio della continuità spaziale e il necessario studio esplorativo dei dati consentono di analizzare in estremo dettaglio i fenomeni analizzati, permettendo di comprendere la struttura statistico-spaziale dei dati in termini dei processi dei SE coinvolti. Le misure reali si basano sempre su una estensione areale costante in tutta la zona investigata, perché i valori misurati e le loro proprietà statistiche dipendono dalla estensione effettivamente utilizzata. Il metodo utilizzato è il *Regular spline with tension* che consente di applicare uno smoothing ai dati, trasformando così il metodo spline da esatto ad inesatto, utile quando i dati originali contengono errori. In pratica si tratta di una media pesata in cui il criterio di pesatura mira ad ottenere la minimizzazione e non distorsione dell'errore. È stata applicata una griglia con una cella 300mx300m in modo che la mediana delle superficie dei poligoni sia potenzialmente ricompresa all'interno dell'area sottesa dalla cella. La dimensione della cella è stata stimata sulla base della distribuzione delle estensioni delle diverse tipologie ambientali costituenti la carta di uso del suolo della Regione Emilia Romagna (2008). Il confine della conoide è stato allargato di 600 m per lato al fine di considerare per intero tutte le tipologie ambientali poste al confine. Ad ogni tipologia ambientale della legenda si attribuiscono i valori di performance del SE (SP), ed il "peso" può essere definito con un semplice rapporto percentuale che determina l'indice (Isp) per il valore di performance:

$$Isp = \frac{SP}{N}$$

L'Isp ottenuto per ogni tipologia si somma all'interno della cella e si rapporta alla superficie all'interno della cella. In questo modo si ottiene un valore medio di performance che verrà interpolato mediante RST. La

mappa rappresenta l'interpolazione del valore di potenzialità di fornitura del SE di ogni singola tipologia ambientale ma l'elaborazione che permette di ottenere una valutazione sintetica di porzioni discrete di territorio costituite da un mosaico di diverse tipologie ambientali, attraverso una media ponderata dei valori.

I *water-related ecosystem services* (Brouwer e Hassan 2013, Morri et al. 2014) caratterizzano il cluster di SE legati alla risorsa idrica ed al ciclo dell'acqua che sono stati valutati da un punto di vista qualitativo. Essi sono associati dal carattere critico dei servizi offerti dagli ecosistemi, dall'importanza del loro stato di conservazione, talvolta problematico, e dalla profonda interazione tra ecosistemi differenti nell'assicurare le funzioni associate alla risorsa idrica, la cui valutazione è utile in particolare per stimare i costi ambientali e della risorsa (DM 24 febbraio 2015, n. 39).

In relazione all'analisi del rischio ambientale ed ai fattori di criticità che sono emersi, anche in considerazione delle caratteristiche geomorfologiche del territorio della conoide (es. assenza di pendenze elevate di versante), i SE che sono stati presi in considerazione come caratterizzanti i costi ambientali e della risorsa di un'area di pianura con grandi potenzialità rispetto alla falda freatica, sono i seguenti:

- Regolazione del ciclo dell'acqua-RCA
- Regolazione dei nutrienti-REN
- Purificazione dell'acqua- PUA

Sono tutti SE di regolazione e come tali funzionali a misurare la funzionalità del sistema in relazione all'uso della risorsa. La mappatura attraverso l'interpolazione ci permette di quantificare i valori massimi e minimi considerando l'influenza delle singole tipologie ambientali a diverso livello funzionale per ogni SE, rispetto alle tipologie vicine all'interno della stessa cella di riferimento: i dati di Tab. 34 mostrano che per nessuno dei 3 SE considerati ci sono valori che raggiungono il massimo della funzionalità nonostante siano comunque presenti tipologie a maggiore efficacia funzionale. Per i SE REN e PUA il valore massimo di fornitura potenziale non supera 3,5.

tipo di SE	valore min.	valore max
RCA	-0.2322688	4.025172
REN	-0.1905776	3.455016
PUA	-0.2836915	3.113732

Tab.35. Valori minimi e massimi per i 3 SE dopo interpolazione geostatistica

4.3. Mappe della potenzialità di fornitura dei Servizi Ecosistemici

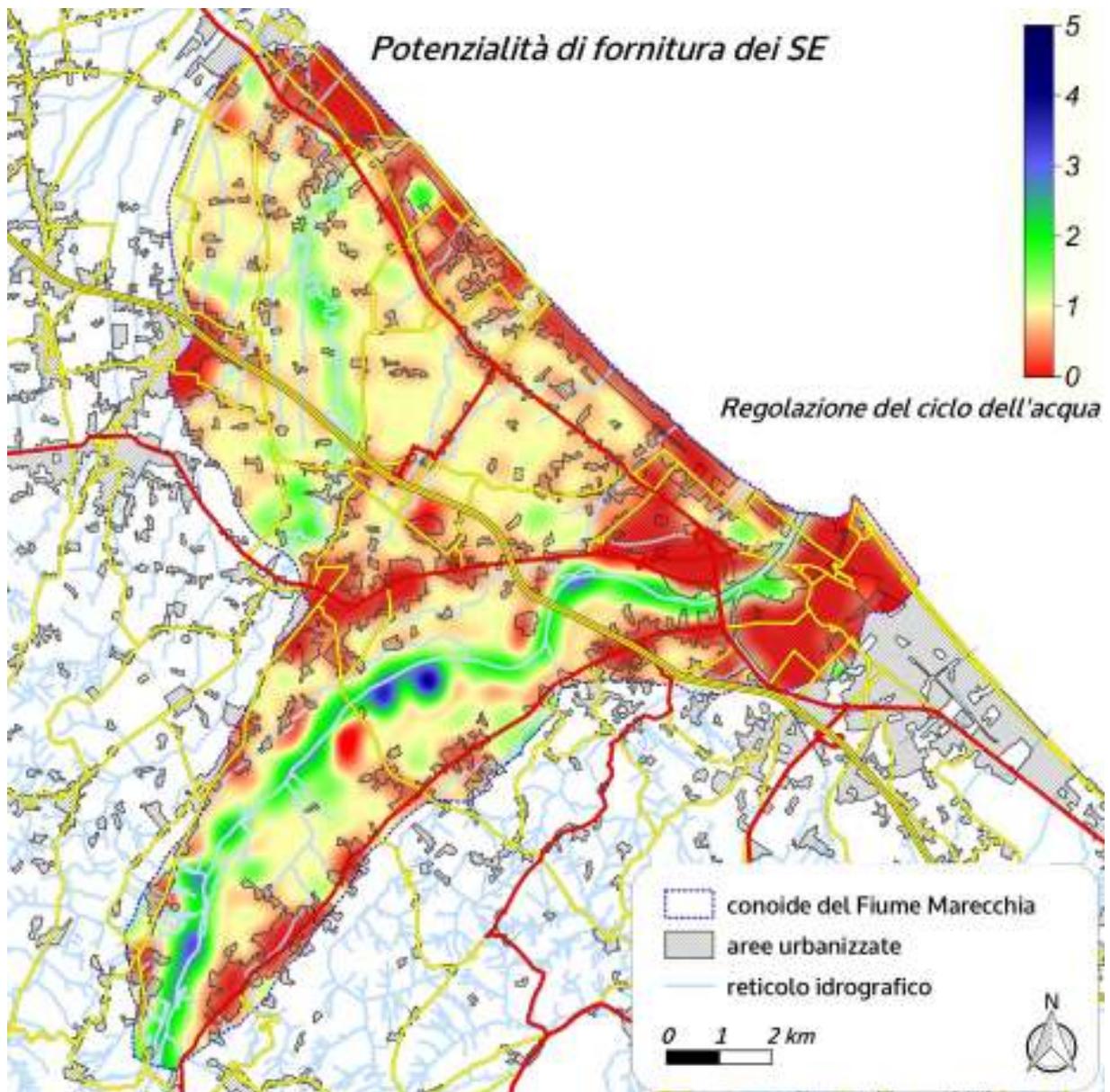


Fig.28. Modello geostatistico per la fornitura potenziale del SE Regolazione del ciclo dell'acqua

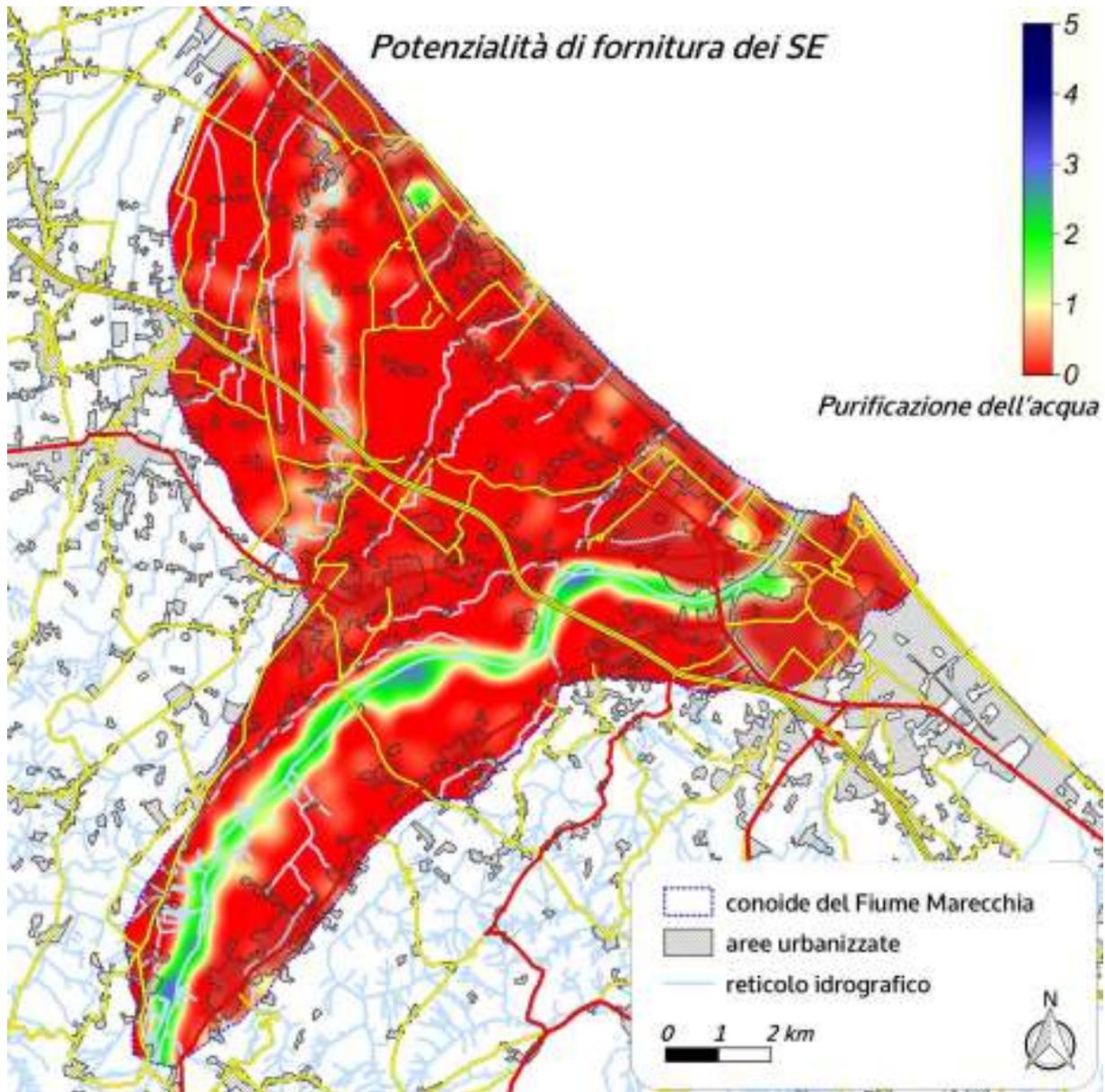


Fig.29. Modello geostatistico per la fornitura potenziale del SE Purificazione dell'acqua

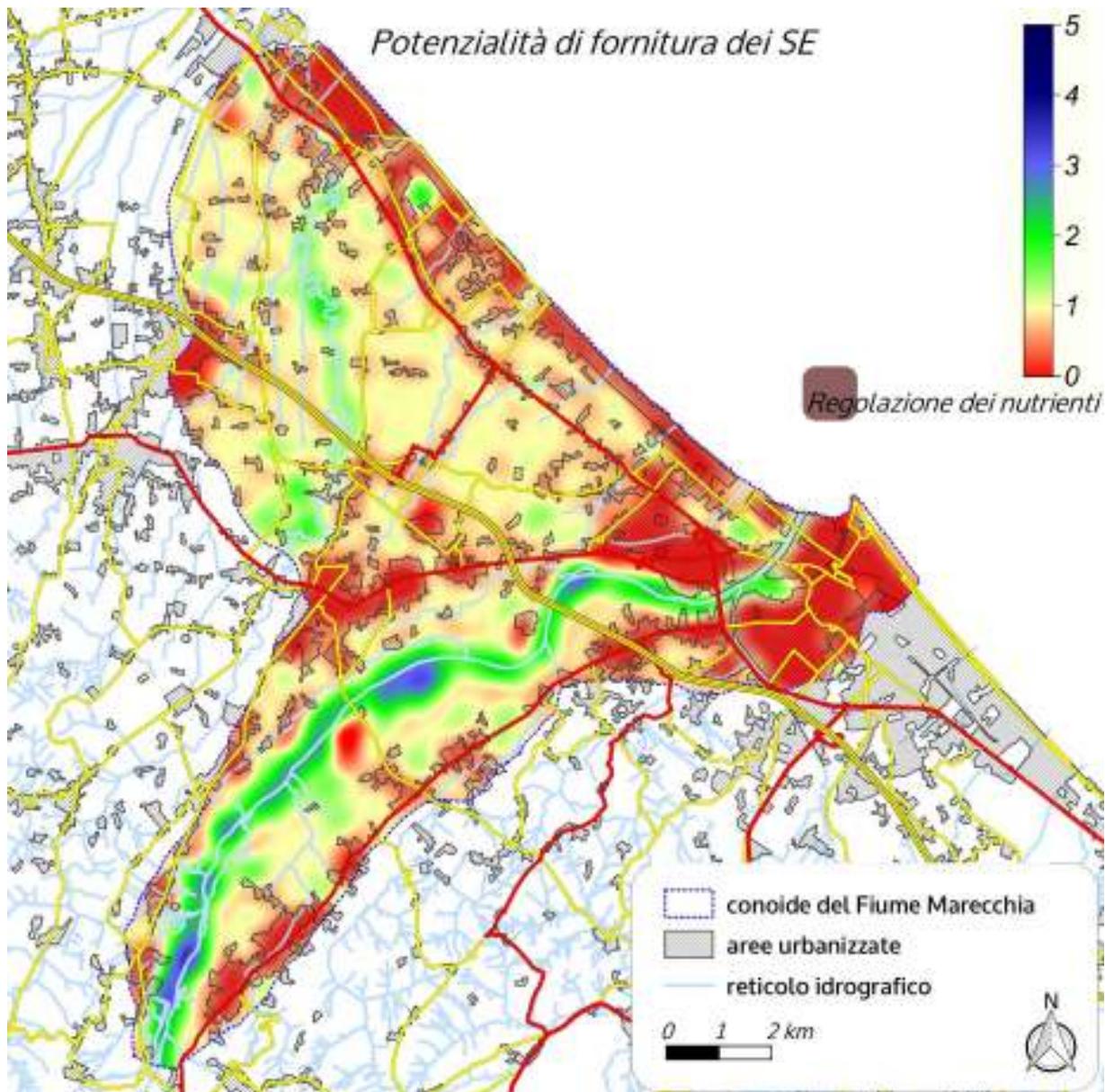


Fig.30. Modello geostatistico per la fornitura potenziale del SE **Regolazione dei nutrienti**

4.4. Considerazioni sulle mappe geostatistiche dei SE

Le figure 28, 29 e 30 mostrano in modo spazialmente esplicito la potenzialità della funzione ecologica/servizio ecosistemico nonché la sua tendenza: in pratica definisce gli ambiti in cui è maggiore la performance di quel SE e le possibili interazioni positive e negative che si possono sviluppare sul territorio. Ad esempio si evidenzia immediatamente la grande potenzialità del corridoio fluviale nella fornitura di tutti e 3 i SE considerati.

Sia la **regolazione del ciclo dell'acqua** che la **regolazione dei nutrienti** mostrano valori molto simili poiché nell'area della conioide sono assenti o con estensioni minori, la maggior parte delle tipologie che li distinguono e che concorrono alla massima funzionalità in termini di fornitura potenziale del SE (ad es. aree forestali, zone umide, aree incolte). L'area costiera risulta pressoché compromessa nella fornitura dei SE considerati, essendo quasi totalmente assenti le tipologie (di carattere naturaliforme) più idonee a fornire SE, mentre le aree verdi urbane mostrano una loro qualche efficacia ed una bassa funzionalità spesso compromessa dalla pressione urbana.

Per quanto riguarda il SE di **purificazione dell'acqua** sono quasi totalmente assenti le tipologie funzionali a questo servizio (boschi e praterie) salvo qualche piccola estensione lungo le aste principali del fiume Marecchia e Uso.

Il significato di queste mappe sta nell'identificare la tendenza della funzione e l'influenza della fornitura in relazione ad ambiti che contrastano tale performance a livello territoriale.

Questa rappresentazione oltre a identificare le aree a maggiore o minore funzionalità cioè gli ambiti in cui si sviluppano i costi ambientali, stimola anche ragionamenti rispetto agli elementi territoriali che generano la funzione ed alla loro disposizione territoriale in un'integrazione di valutazione tra cartografia d'uso, fotointerpretazione e connettività/frammentazione, rispetto alle dimensioni dell'area per generare una funzionalità efficace per esprimere al meglio il suo potenziale. Questo effetto è tanto più evidente quanto le porzioni di territorio di modesta estensione che possono esprimere una performance positiva, vengono annullate o fortemente limitate dall'intorno non funzionale.

L'analisi dei **Servizi Ecosistemici** ci aiuta quindi a valutare le aree in cui sono evidenti i costi legati al mancato funzionamento degli ecosistemi e ci aiuta a capire le azioni da intraprendere, necessarie ad un recupero in relazione alla loro localizzazione. Tali azioni, se sviluppate attraverso *NbS* ed a una rivalutazione della strategia agronomica rivolta verso la sostenibilità ed alla domanda della costa, possono sviluppare una economia nuova legata alla conservazione delle risorse e a un uso sostenibile del capitale naturale.

5. VALUTAZIONE ECONOMICA DEI SE

I servizi ecosistemici considerati, possono essere suddivisi nelle seguenti componenti (Grizzetti et al., 2016) che hanno come obiettivo finale la sostenibilità dell'uso del capitale naturale rispetto alla risorsa (Fig.31):

- **fornitura** del servizio ovvero la capacità dell'ecosistema di fornire la risorsa e favorirne l'uso;
- **flusso** ovvero l'attuale uso del servizio ecosistemico, connesso quindi alla domanda di quel determinato servizio;
- **benefit** ovvero associato al benessere e al valore del sistema.

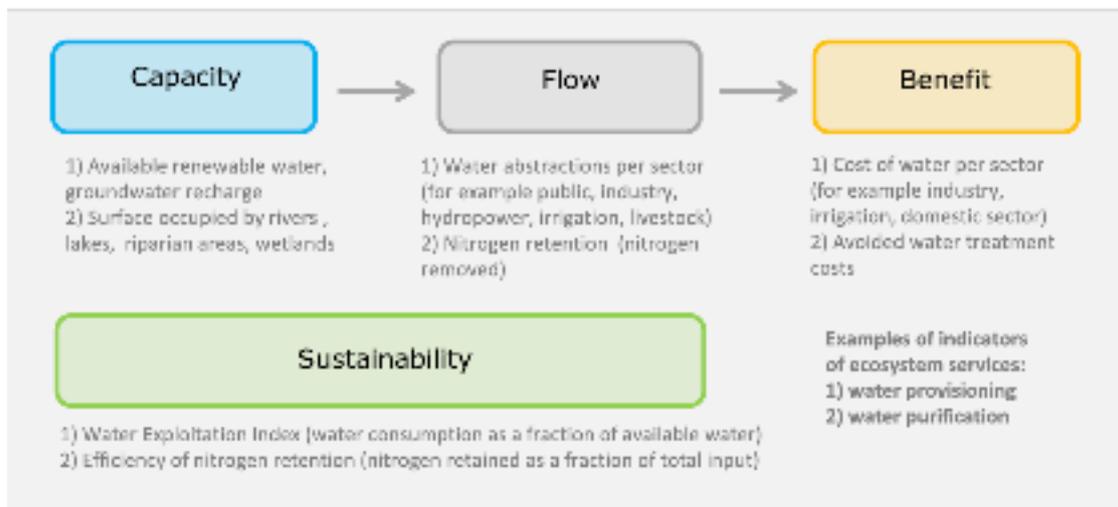


Fig.31. SE e componenti funzionali (da Grizzetti et al.,2016)

5.1. Regolazione del ciclo dell'acqua e protezione dai dissesti

Questa funzione ecologica è un classico servizio di regolazione legato a quei processi ecologici che determinano la ricarica delle falde e il deflusso superficiale inteso secondo i criteri FAO (2014), come "acqua rinnovabile" definita come "la somma del flusso annuo medio lungo i fiumi e la ricarica degli acquiferi superficiali generati dalle precipitazioni".

Su questo SE che si manifestano la maggior parte dei **costi ambientali** causati dai *danni che l'utilizzo stesso delle risorse idriche impone all'ambiente, agli ecosistemi e a coloro che usano l'ambiente (es. una riduzione della qualità ecologica degli ambienti acquatici o la salinizzazione e degradazione dei terreni produttivi)*.

Inoltre in modo evidente si manifestano anche i **costi della risorsa**, *cioè i costi delle mancate opportunità imposte da altri utenti in conseguenza dello sfruttamento intensivo delle risorse al di là del loro livello di ripristino e ricambio naturale (ad esempio legati alla costruzione di centraline private idroelettriche e modificano l'idrologia del sistema e quindi le modalità di approvvigionamento e di qualità della risorsa) (par. 2.1, punto 3, della COM 2000/477)*

Le azioni che si svilupperanno saranno volte a diminuire o eliminare i costi che risultano dal valore delle attività dedicate a diminuire l'impatto ambientale, ovvero tese a prevenire, abbattere o eliminare l'inquinamento, nonché a controllare l'impatto ambientale delle diverse attività sul territorio come indicato dal Regolamento recante i criteri per la definizione del costo ambientale e del costo della risorsa (ERC) per i vari settori d'impiego dell'acqua (DM 24 febbraio 2015, n. 39).

Valutazione della fornitura

In particolare il servizio di regolazione dell'acqua viene declinato come la capacità del territorio nel regolare il flusso idrico valutando il contributo della vegetazione e dell'assetto del territorio alla regimazione dei

deflussi di piena (efficienza idrologica) a seguito di eventi piovosi. Nella quantificazione dell'efficienza idrologica della copertura vegetale si considera il parametro Curve Number (CN), che esprime l'attitudine di una certa combinazione "permeabilità del suolo - uso del suolo" nel produrre deflussi superficiali, per calcolare un indicatore derivato definito *Incremento di Pioggia Efficace* (IPE) (Cazorzi & Mercè, 2008) che descrive il contributo della vegetazione all'abbattimento di flussi superficiali a seguito di un evento piovoso. I valori di Curve Number sono associati alle diverse classi di uso del suolo in relazione alla permeabilità del suolo ovvero al runoff potenziale crescente (A, B, C e D) come descritto in tab.36. Le classi di permeabilità sono derivate da "Carta dei Gruppi Idrologici della pianura emiliano-romagnola" prodotta dal Servizio Geologico Sismico e dei Suoli - Regione Emilia-Romagna.

CATEGORIE	classe di permeabilità			
	A	B	C	D
01 - Fustata conifera densa	22	25	35	39
02 - Fustata conifera rada	35	40	47	52
03 - Fustata mista densa	25	29	37	42
04 - Fustata mista rada	36	40	47	52
05 - Fustata latifoglie de	30	34	40	45
06 - Fustata latifoglie ra	45	48	54	59
07 - Ceduo di latifoglie	48	51	57	62
08 - Ontani	52	55	61	66
09 - Mughii	52	55	61	66
10 - Arbusti	52	55	61	66
11 - Rimboschimenti	52	55	61	66
12 - Rupi vegetate	70	72	80	83
13 - Prati a culture	68	70	78	81
14 - Prati d'alta quota	70	72	80	83
15 - Improduttive	75	77	84	86
16 - Area in dissesto	70	82	88	91
17 - Roccia affiorante	80	87	93	96
18 - Aree urbane	92	94	96	98
19 - Corsi d'acqua	99	99	99	99
20 - Vigneti a frutto	48	51	57	62
21 - Neozolen Di robinia	45	48	54	59
22 - Ghiaioni	70	82	88	91
23 - Ghiaioni	85	89	92	94
24 - Cave	80	87	93	96
25 - Caspugliati	60	64	68	73
26 - Siti industriali	92	94	96	98

Tab. 36. Valori di Curve Number per classi di permeabilità (Cazorzi e Mercè, 2008)

Per distinguere il contributo della vegetazione, sono considerati due scenari di calcolo: uno con l'attuale vegetazione e assetto del territorio (es. vegetazione naturale, seminaturale e aree agricole) (CN) e uno senza vegetazione (CN_SV), nel quale si ipotizza una copertura di suolo improduttivo nudo (Schirpke et al., 2015 progetto LIFE MGN). Per ciascuno viene calcolata la pioggia efficace (frazione di precipitazione cui è associata la formazione dei deflussi superficiali), utilizzando i valori di precipitazione massima (mm) (stazione pluviometriche relative alla conoide del fiume Marecchia) a 24, 48 e 72h, ricavati dagli indici puntuali di possibilità pluviometrica (RER, 2005), con tempi di ritorno (TR) di 10 anni (Tab. 37).

Bacino Marecchia_TR 10 anni	mm 24h	mm 48h	mm 72h
s.Arcangelo di Romagna	87,8	119,4	132,5

Tab. 37. Valori di precipitazione massima per i sottobacini delle aree di riferimento a 24, 48 e 72h, con tempi di ritorno (TR) di 10 anni ricavati dagli indici puntuali di possibilità pluviometrica (RER, 2005)

Il valore (mm) dell'incremento di pioggia efficace è stato calcolato come:

$$IPE = Pe(CN) - Pe(CN_{SV})$$

dove:

Pe(CN) = pioggia efficace riferita alle condizioni presenti

Pe(CN_SV) = pioggia efficace riferita alle condizioni di suolo nudo

In particolare la tabella 38 descrive i valori di CN associati alle classi di uso del suolo in relazione alla classe di permeabilità dei suoli nell'area della conoide. In questa porzione di territorio i suoli appartengono prevalentemente alla classe D e alla classe A: dove non specificatamente definito si è associato al suolo il codice relativo alla classe D. Per la categoria siepi e filari sono stati utilizzati i dati derivanti dalla fotointerpretazione come descritto in paragrafo 5.3. La figura 38 mostra la distribuzione delle classi di uso del suolo nella conoide per la valutazione del loro contributo nel calcolo dell'indice IPE ovvero alla sottrazione al deflusso superficiale dei volumi idrici a seguito di eventi piovosi.

CLASSI (Cazorzi et al., 2008)	Classe permeabilità	CN	CN_SV	Classe uso del suolo
Cespuglieti	A	60	75	323 Aree a vegetazione arbustiva e arborea in evoluzione 5112 Alvei di fiumi e torrenti con vegetazione abbondante
	D	73	86	
Ceduo di latifoglie	A	-	-	3114; Boschi planiziari a prevalenza di farnie, frassini
	D	62	86	
Ontaneti	D	66	86	3113; Boschi a prevalenza di salici e pioppi
Prati e colture	A	68	75	211-212 Seminativi in aree irrigue e non irrigue, 231; Prati stabili
	D	81	86	
Frutteti	A	48	75	221222,223: vigneti, frutteti, oliveti
	D	62	86	
Arbusteti	A	52	75	Siepi e filari
	D	66	86	

Tab. 38. Descrizione delle classi di uso del suolo e valori per i parametri Cv e CN_SV in funzione della classe di permeabilità del suolo

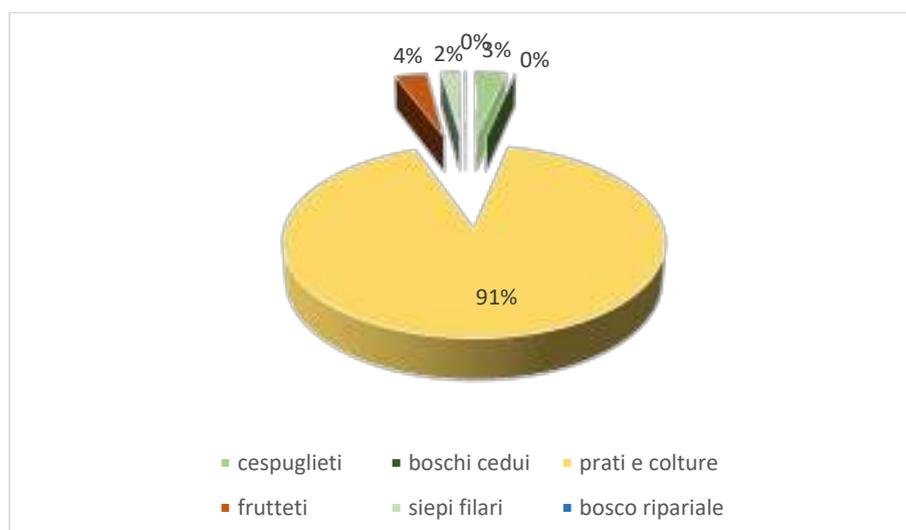


Fig.32. Distribuzione delle estensioni delle classi di uso del suolo nella conoide

Dal calcolo dei valori IPE descritti sopra e associati alle estensioni delle diverse classi di uso del suolo sono stati ottenuti i valori dei volumi di acqua sottratti al deflusso superficiale da parte della vegetazione naturale, seminaturale e delle colture presenti nella conoide per eventi a 24, 48, 72 ore con tempi di ritorno di 10 anni (Tab. 39) (Fig. 33).

ORE	CONOIDE (m ³)
24	841.113
48	1.045.682
72	1.115.405

Tab. 39. Volumi di acqua sottratti al deflusso superficiale per la presenza della vegetazione naturale, seminaturale e colture

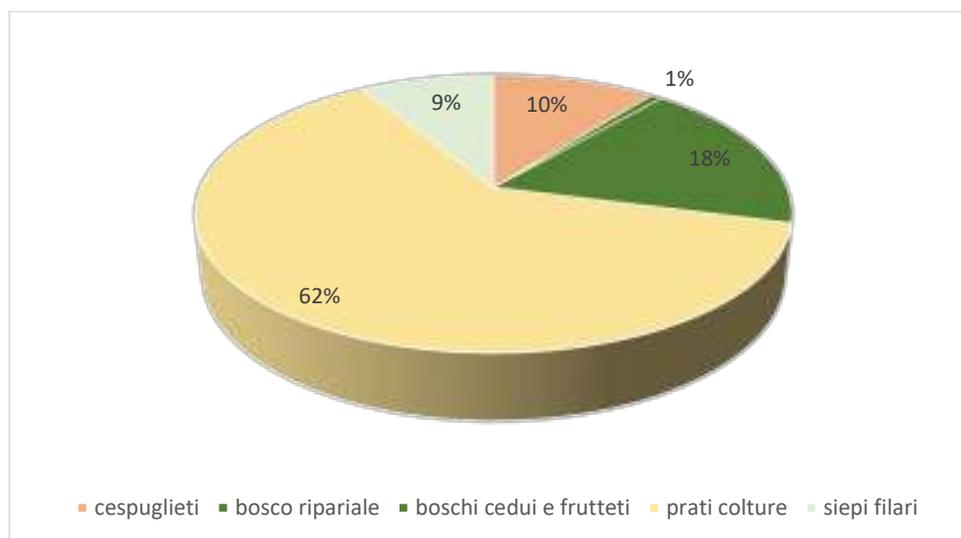


Fig. 33. Distribuzione della capacità di sottrazione dei volumi di acqua al deflusso superficiale da parte della vegetazione naturale, seminaturale e delle colture

Per quanto riguarda quindi il SE Regolazione del ciclo dell'acqua e protezione dai dissesti idrogeologici l'area della conoide ha una capacità di ritenzione totale pari a **1,1 milioni di m³** considerando un evento estremo di 72 h di pioggia con un tempo di ritorno di 10 anni.

Da questa analisi risulta evidente che con un opportuno piano per la regolazione del deflusso, sarebbe possibile sviluppare interventi, di cui una parte inseribili all'interno del PSR, che potrebbero aumentare in modo consistente, le capacità di ritenzione del sistema territoriale limitando il dissesto ed integrando le direttive europee acque e alluvioni così come viene richiesto dall'UE.

Valutazione della domanda

La domanda del servizio di regolazione dell'acqua in particolar modo riferita alla protezione dai dissesti idrogeologici nella sola conoide, può essere individuata da tutti gli interventi che si sono resi necessari negli anni per prevenire o ripristinare l'assetto del territorio a seguito di eventi di dissesto. Attraverso l'analisi degli interventi finanziati dalla Regione Emilia Romagna ai comuni della conoide all'interno dei capitoli "Difesa del Suolo e della Costa", "Bonifica" e "Protezione Civile" tra gli anni 1996-2015, sono stati individuati 35

interventi di consolidamento e difesa spondale per un totale di spesa di circa **8 milioni di €** pari a 400.000 €/anno ed a circa 77 €/abitante (3,9 €/anno; 103.788 abitanti nella conoide).

Valutazione economica

La somma del flusso annuo medio lungo i fiumi e la ricarica degli acquiferi generati dalle precipitazioni è il servizio ecosistemico di cui è importante valutare il peso. Le tipologie considerate come funzionali a trattenere acqua e quindi utili anche a stabilizzare il suolo, attualmente hanno una capacità di 1,1 Mil m³ (eventi di durata di 72 ore con tempi di ritorno di 10 anni). Dall'analisi del sistema vegetazionale e agro-ambientale funzionale a trattenere acqua, il valore di impianto di un sistema di questo genere ha un valore pari a **12,8 milioni di €**, considerando un valore medio ponderato di realizzazione di impianto per ognuna delle tipologie elencate in Tab 40 funzionali all'azione di protezione dai dissesti idrogeologici-regolazione delle piene.

Costo realizzazione impianto

Tipologie d'impianto	Capacità di ritenzione della tipologia presente in funzione alla superficie	costo realizzazione impianto €/ha
Cespuglieti (=FTB erbacea/plurifilare arboreo_arbustivo)	11%	1,130
Vegetazione ripariale	1%	5.344,19
CEDUO+FRUTTETO	18% (pesco/susino)	12,700+6,891 = 9,795 (media)
Prati/colture	61%	657 (Corradini, 2010)
FTB arborea/arbustiva	9%	1.890 euro/ha
Estensione delle tipologie considerate	7.225 ha	1,770 (valore medio ponderato)
	Valore del SE	12,8 milioni di euro

Tab. 40. Tipologie di impianto, costo di realizzazione per ha e capacità di ritenzione della tipologia presente in funzione alla superficie effettiva

Per evidenziare la correttezza della stima effettuata, abbiamo valutato la capacità di ritenzione del sistema di conoide attraverso un costo di sostituzione. La capacità di ritenzione totale del sistema pari a **1,1 milioni di m³** considerando un evento estremo di 72 h di pioggia con un tempo di ritorno di 10 anni, è stata valutata analizzando la stessa funzione svolta da un bacino artificiale costruito ad hoc per la laminazione delle piene. Quest'opera ha un costo pari a 9,8 euro/m³ (Morri et al., 2012) e quindi il valore del SE di protezione dalle piene è pari a circa **11 milioni di €**, confrontabile con la valutazione precedente il cui servizio svolge la stessa funzione.

Da questa analisi emerge in modo evidente che, rispetto all'investimento che svolge la natura annualmente, sul territorio si investe neanche il 4%. Questo comporta nel tempo un degrado dell'apparato funzionale al servizio che invece andrebbe implementato per sviluppare meglio la funzionalità e la resilienza del sistema rispetto alla capacità trattenere l'acqua e stabilizzare i suoli, rendendo più resiliente il sistema stesso.

L'investimento che potrebbe essere sviluppato, utilizzando anche azioni del PSR integrate e sinergiche, diventa il costo ambientale per mantenere la qualità del nostro SE.

5.2. Produzione di acqua

Il Servizio ecosistemico **Produzione di acqua** è una funzione classificata come di approvvigionamento e dipende fortemente dai processi di regolazione degli ecosistemi a monte e dalle loro modalità di gestione che determinano indirettamente la produzione della risorsa. La vegetazione, soprattutto delle aree forestali, ha la capacità di trattenere l'acqua, rallentare il deflusso e aumentare l'infiltrazione, contribuendo alla disponibilità di acque anche nella stagione secca. La copertura di vegetazione è l'indicatore che descrive al meglio queste capacità soprattutto delle vegetazioni legnose cioè arboreo-arbustive.

Il servizio di fornitura di acqua è, appunto, connesso ai servizi di regolazione (MEA 2005) ma è associabile alla produzione di un bene quantificabile. La valutazione della **fornitura** è associata alla quantità di risorsa idrica che il sistema è in grado di fornire nell'area di riferimento cioè in una appropriata Unità Ecologica Funzionale che può associarsi ad un bacino o sottobacino idrografico. Parallelamente la **domanda** può essere ricavata dai diversi tipi di uso della risorsa acqua (potabile, agricolo, industriale) (dati derivanti dagli enti idrici gestori) oppure in funzione della popolazione residente nell'area di interesse, sulla base dei consumi medi pro-capite (fonti ISTAT).

La valutazione economica, tenendo in considerazione i costi per il mantenimento/ripristino della capacità del sistema di garantire la fornitura di acqua, è associata al valore medio dell'ipotetica realizzazione di un invaso che garantisca il servizio di ricarica delle falde considerando che la maggior parte dell'estrazione di acqua nel territorio in esame deriva da fonte sotterranea. Il valore diretto di mercato di 1m³ di acqua anche se considerato come costo all'ingrosso della risorsa idrica, non tiene conto dei costi ambientali e della risorsa connessi alla necessità di mantenere o ripristinare la funzionalità degli ecosistemi; pertanto sono stati scelti come valori da associare ai diversi servizi ecosistemici valori di sostituzione del SE o di ripristino degli elementi atti a garantire il SE.

Valutazione della fornitura

Il servizio di produzione delle acque fa riferimento a due principali componenti ovvero alla ricarica delle falde e al deflusso superficiale. La ricarica degli acquiferi nell'area della conoide del fiume Marecchia è stata valutata in numerosi studi condotti dalla regione Emilia Romagna e ARPA (Severi et al., (a cura di), 2014; Severi (a cura di) 2016; ARPA e RER, 2006; Severi et al., 2016). In particolare la ricarica delle falde viene stimata sia come ricarica da fiume che come ricarica da pioggia.

In generale, i termini che concorrono al bilancio sotterraneo sono (da Severi et al., 2016):

- in ingresso: o ricarica per infiltrazione della pioggia; o ricarica per infiltrazione dal fiume; o ingresso di acqua da monte (per moto naturale della falda);

- in uscita: o prelievo da pozzi; o flusso verso il fiume; o evaporazione ed evapotraspirazione; o uscita di acqua a valle (per moto naturale della falda).

A tutti questi termini va aggiunto l'immagazzinamento, inteso come la variazione del volume dell'acqua contenuta nell'acquifero a seguito dell'aumento o della diminuzione del carico idraulico, che rientra quindi sia nei termini in ingresso che in quelli in uscita.

Il flusso dell'acqua e di conseguenza il bilancio idrogeologico, sono influenzati dai parametri del sito, che in questo caso negli studi sopra citati sono stati considerati quali:

- permeabilità verticale: 10⁻³ m/s

- porosità: 0,3

- coefficiente di immagazzinamento: 10^{-5}

Il modello di valutazione di ricarica delle falde, descritto negli studi sopra citati è stato calcolato per un periodo di tempo di 23 mesi tra aprile 2001 e febbraio 2003.

La Tabella 41 mostra il bilancio idrogeologico dell'intera conoide con i valori espressi in milioni di m^3 ed aggregati per ciascuno dei due anni di tempo in cui è stato modellato il flusso.

Primo anno di simulazione (aprile 2001-marzo 2002, 12 mesi)			
	IN	OUT	IN-OUT
Limiti a carico imposto	4.5	30.2	-25.7
<i>Ricarica da pioggia</i>	17.6		
<i>Ricarica da fiume</i>	19.5		
Ricarica Totale (pioggia e fiume)	37.1		37.1
Immagazzinamento	29.7	12.0	17.7
Prelievi		29.1	-29.1
Totale	71.3	71.3	0.0
Secondo anno di simulazione (aprile 2002-febbraio 2003, 11 mesi)			
	IN	OUT	IN-OUT
Limiti a carico imposto	2.7	34.2	-31.5
<i>Ricarica da pioggia</i>	46.0		
<i>Ricarica da fiume</i>	18.0		
Ricarica (pioggia e fiume)	64.0		64.0
Immagazzinamento	9.7	14.9	-5.2
Prelievi		27.3	-27.3
Totale	76.4	76.4	0.0
Intero periodo simulazione (aprile 2001-febbraio 2003, 23 mesi)			
	IN	OUT	IN-OUT
Limiti a carico imposto	7.2	64.4	-57.2
<i>Ricarica da pioggia</i>	63.6		
<i>Ricarica da fiume</i>	37.5		
Ricarica (pioggia e fiume)	101.1		101.1
Immagazzinamento	39.4	27.0	12.4
Prelievi		56.3	-56.3
Totale	147.7	147.7	0.0

Tab. 41. Bilancio idrogeologico della conoide (Mm^3) (da Severi et al., 2016)

Da questi dati è possibile ricavare valori di ricarica da pioggia e ricarica da fiume espressi come valori medi mensili e annuali a partire dai valori totali dell'intero periodo. Questi dati possono essere presi come rappresentativi delle dinamiche di ricarica della falda in quanto modellati in un periodo non anomalo dal punto di vista delle precipitazioni medie: infatti precipitazioni medie calcolate per i periodi aprile 2001-marzo 2002 e aprile 2002-febbraio 2003 per le stazioni in provincia di Rimini riportano un dato medio di precipitazione annua pari a 858 mm (elaborazione a partire dai database dell'Atlante climatico dell'Emilia-Romagna - edizione 2017) mentre le medie descritte in Tab.1 per il periodo 1991-2015 riportano valori pari a 802 mm/anno per i comuni della conoide.

A partire dai dati di Tab. 41 per la fornitura del Servizio Ecosistemico di **Produzione dell'acqua**, si ricava che la quantità d'acqua infiltrata nell'area del sito della conoide del fiume Marecchia è pari a **52,8 Mm³/anno** e che la ricarica da pioggia è pari a valori di 33,2 Mm³/anno, mentre la ricarica da fiume ammonta a 19,6 Mm³/anno. Il valore totale per la voce ricarica di Tab. 41 viene suddiviso per il totale dei mesi del periodo di simulazione e moltiplicato per 12 per avere il dato annuale medio (**52,8 Mm³/anno**).

I dati descritti dall'Autorità di Bacino Marecchia e Conca, (2012) all'interno del documento *"Ricostruzione del bilancio idrico su base stagionale per il bacino del fiume Marecchia"* riportano un valore di ricarica da fiume di circa 25Mm³, molto simile alla stima di 19,6 Mm³/anno derivante da Severi et al. (2016).

Inoltre ulteriori approfondimenti condotti dalla Regione Emilia Romagna, hanno dimostrato che in presenza di ricarica controllata in un bacino a monte dell'area di pianura della conoide del fiume Marecchia, più del 50% dell'acqua utilizzata per la ricarica in condizioni controllate viene immagazzinata nella conoide, mentre la restante parte defluisce verso valle in uscita dal sistema (Severi et al., 2016).

Per quanto riguarda i deflussi superficiali questi vengono ricavati a partire dal bilancio idrologico del fiume Marecchia sviluppato dall'Autorità di Bacino Interregionale Marecchia-Conca (2012) come descritto nel capitolo 3. Per ottenere il valore di deflusso superficiale (al netto dell'evapotraspirazione) dalla Tab. 4, è necessario sottrarre dai bilanci del sottobacino n. 27.13 (totale bacino Marecchia) i dati relativi al bacino n. 27.09 (riferiti al bacino del Marecchia dalla sorgente fino a Ponte Verucchio dove inizia il territorio della conoide) secondo il principio che, nel suddetto studio, ciascun sottobacino sotteso dalla sezione con la numerazione più alta ricomprende tutti gli altri sottobacini; pertanto i dati di bilancio idrologico considerati sono quelli descritti in Tab. 42.

n. di sezione sottobacino	Primavera (Mm ³)	Estate (Mm ³)	Autunno (Mm ³)	Inverno (Mm ³)	Totale (Mm ³)
27.09	45,59	5,65	73,22	62,12	186,58
27.13	55,27	6,68	93,21	75,65	230,81
Conoide	9,68	1,03	19,99	13,53	44,23

Tab. 42. Deflussi per l'area della conoide (Autorità di Bacino Marecchia e Conca, 2012).

Una parte di questi valori di deflusso rappresentano il contributo della ricarica della conoide dal fiume Marecchia, già considerati sopra (19,6 Mm³), pertanto i valori di deflusso superficiale sono pari a circa 24,6 Mm³.

Oltre a questi flussi associabili direttamente alla risorsa prodotta e resa disponibile dal territorio della conoide è possibile considerare un'ulteriore potenziale dotazione di risorsa idrica, ma non immediatamente sfruttabile dal punto di vista antropico, rappresentata da quella proveniente dagli scarichi civili prodotti dal trattamento presso gli impianti di depurazione con potenzialità superiore ai 2.000 A.E., presenti nel territorio di studio (Depuratore Marecchiese, Depuratore Bellaria e Santa Giustina) (Autorità di Bacino Marecchia Conca, 2012).

I dati estrapolati dalla relazione *"Analisi ambientale e gestionale delle diverse configurazioni di scarico in seguito al progetto di potenziamento del depuratore di Rimini S. Giustina finalizzata alla minimizzazione degli impatti sulle acque superficiali e sotterranee del fiume Marecchia"* (Hera 2011), stimano valori attorno ai 30 milioni di m³ (Tab. 43). Tuttavia, sono in corso valutazioni e verifiche di fattibilità riguardo la possibilità di riutilizzo delle acque trattate dal depuratore "Santa Giustina". Così come prescrive il DM 185/2003, l'unico parametro che non rientra nelle caratteristiche prescritte è quello dei cloruri, la cui concentrazione massima è fissata dalla legge in 250 mg/l, mentre le acque reflue da trattare avviate a S. Giustina hanno una

concentrazione (rilevamento periodo 2004-2006) che varia tra un minimo di 247 mg/l e un massimo di 952 mg/l con un valore medio di 440 mg/l. Il problema non può essere risolto in modo tecnologico per la complessità dei trattamenti (osmosi inversa, evaporazione, ecc.) e per gli altissimi costi, per cui le soluzioni vanno ricercate nella diluizione e/o nella revisione della rete fognaria di raccolta dei reflui, in buona parte mista, oltre che nella riconfigurazione degli scarichi a mare. Già nell'ambito del PSBO si sono avviate alcune azioni strutturali che hanno portato a riduzioni significative della concentrazione dei cloruri nelle acque di scarico trattate nel depuratore, rispetto ai valori registrati nel periodo 2004-2006. Infatti nel 2016 i limiti di variazione sono stati di 116 mg/l e di 343 mg/l con una media di 234 mg/l (Econsult 2017 datt. inedito). Di conseguenza, l'applicazione di opportune tecniche di fitodepurazione e altre NbS utilizzando gli spazi ed il sistema di bacini presente in area golenale permetterebbe una ottimizzazione della risorsa, una diminuzione ed un controllo dei carichi potenzialmente inquinanti nonché una diminuzione dei costi di depurazione e di stoccaggio, di fatto a carico degli ecosistemi.

Impianto	Volumi scaricati (Mm ³)													Vol. medi (Mm ³ /mese)		Portate (m ³ /s)	
	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	Totale	Est.	Inv.	Est.	Inv.
Rimini S. Giustina	1.02	1.04	1.23	1.33	1.21	1.19	1.21	1.22	1.07	1.21	1.22	1.32	14.27	1.18	1.20	0.45	0.45
Rimini - Marecchiese	0.88	0.86	0.99	1.01	0.96	1.04	1.14	1.17	0.93	1.07	1.07	1.19	12.29	1.05	1.01	0.40	0.38
Bellaria - Igea Marina	0.16	0.15	0.18	0.20	0.21	0.31	0.36	0.33	0.24	0.19	0.19	0.19	2.70	0.29	0.18	0.11	0.07
Totale	2.05	2.05	2.40	2.53	2.38	2.54	2.70	2.71	2.23	2.47	2.48	2.70	29.26	2.51	2.38	0.95	0.90

Tab. 43. Volumi medi (2005-2009) in uscita dagli impianti di depurazione (HERA 2011).

Non vengono invece considerate in questa elaborazione i contributi di risorsa derivanti da aree "extrabacino" come ad esempio l'acqua derivante dalla Diga di Ridracoli (pari a 2,4 Mm³ se riproporzionato sulla base delle estensioni dei comuni e del numero degli abitanti relativi alla conoide) e la risorsa ad uso agricolo derivante dal CER (dotazione stimata in 31,5 Mm³/anno) (Autorità di bacino Marecchia-Conca 2012) in quanto non direttamente quantificabili come servizio ecosistemico connesso all'area della conoide.

Valutazione della domanda

Per la quantificazione della domanda di acqua si fa riferimento ai dati diretti di prelievo e consumo dell'acqua da parte di utenze domestiche, industriali e agricole all'interno dell'area di riferimento (Tab. 44) per un totale di 34,07 Mm³/anno.

Prelievi risorsa idrica Mm ³	Civile	Irriguo	Zootecnico	Industriale	Totale
Sotterraneo	24	4,6	0,032	1,24	29,9
Superficiale	2,5	1,5	0,07	0,14	4,17
Totale	26,5	6,1	0,1	1,38	34,07

Tab. 44. Prelievi superficiali e sotterranei di risorsa idrica

Valutazione economica

Il valore del servizio di produzione delle acque associato alla ricarica delle falde può essere associato ai costi di realizzazione di opere di invaso attraverso l'approccio del benefit transfer basato sul costo di sostituzione ovvero considerando il valore del servizio come associato alla realizzazione delle opere necessarie alla ricarica che nel caso della conoide del Marecchia sono stati valutati utilizzando un complesso di strutture già esistenti nell'area di studio (bacino In.Cal System di proprietà del comune di Rimini, canale dei Mulini, opera di presa e le paratoie in gestione al Consorzio di Bonifica della Romagna). Il Lago In.Cal System, nella porzione a monte

della conoide, si è formato in una depressione di origine antropica, dovuta ad una precedente attività estrattiva terminata nel 1996, in cui viene a giorno la falda freatica, motivo per cui viene definito un “lago di falda”. Esso ha un’estensione di circa 16 ettari; la profondità del suo fondo rispetto al piano campagna è di circa 9 m; il volume della depressione è di circa 1.4 milioni di metri cubi (Severi et al., 2016).

Per ottenere un valore medio (€/m³) da associare ai quantitativi di risorsa idrica che transitano in ricarica alla conoide del fiume Marecchia sono stati individuati alcuni progetti della regione Veneto (V1-V6), della regione Marche (M1) e della Regione Emilia Romagna (ER1) (Tab. 45) di realizzazione di invasi artificiali con volumi invasabili simili a quelli relativi al bacino Incal system ottenendo un valore medio di 10,9 €/m³ da associare ai quantitativi di risorsa in gioco nell’area di studio per il servizio di ricarica delle falde (Tab. 40).

	Volume massimo invasabile (Mm³)	Estensione (ha)	Costo totale opera €*10⁶	Valore €/m³
V1	3,8	105	40	10,5
V2	2,7	60	22,7	8,4
V3	0,9	36	5	5,8
V4	0,9	31	12,7	13,6
V5	1	28	16,8	17
V6	1,2	80	18,7	15,6
M1	1,5	n.d.	14,2	9,8
ER1	n.d	n.d.	n.d	6,5
Media				10,9

Tab.45. Valori di realizzazione di invasi artificiali da Regione Veneto (2015), Regione Marche (2010) e ER (ARPA, ER).

Associando il valore medio di 10,9€/m³ ai dati di fornitura ovvero ai quantitativi di risorsa idrica che ricaricano la conoide del Marecchia (52,8 Mm³), il valore economico del servizio di produzione dell’acqua per la componente **Ricarica delle falde** è stimato in **€ 575.520.000**.

Per quanto riguarda la componente di deflusso superficiale non direttamente connessa all’uso della risorsa in termini di utilizzo diretto a scopi potabili, irrigui etc. (che è invece considerata per il SE produzione di acqua) si è considerato che per la stima del valore di non uso di un bene si può fare generalmente ricorso a metodi connessi alle preferenze dichiarate attraverso interviste mirate a valutare la Disponibilità A Pagare (DAP), ovvero il valore che il beneficiario attribuisce alla risorsa per il suo mantenimento/ripristino/miglioramento della qualità.

Non potendo contare su studi pregressi nell’area di studio, è possibile utilizzare valori esistenti attraverso il metodo del benefit transfer ovvero l’utilizzo di stime esistenti di valori non di mercato ad un sito diverso dal sito per cui tali valori sono stati originariamente stimati (Boyle e Bergstrom, 1992). Per quanto riguarda l’area della conoide sono stati utilizzati valori derivanti da uno studio sviluppato dalla Regione Emilia Romagna e ARPA (2015) per l’Attuazione della Direttiva 2000/60/CE: “Contributo della Regione Emilia-Romagna ai fini dell’aggiornamento/riesame dei Piani di Gestione Distrettuali 2015-2021”. In particolare lo studio (allegato B) sviluppa una valutazione monetaria dei costi e dei benefici delle misure necessarie al raggiungimento del buono stato delle acque ai sensi del processo di implementazione della Direttiva 2000/60/CE. All’interno di questo studio per la valutazione del valore di non uso dell’acqua connesso ai benefici per il raggiungimento dello stato qualitativo buono delle acque viene utilizzato il metodo della Disponibilità a Pagare (DAP) ricavata da uno studio di Brouwer (2006) e applicata alla scala regionale attraverso il metodo del benefit transfer ovvero ridistribuendo i valori in funzione della consistenza del numero delle famiglie, del reddito medio, dell’acqua prelevata e dalla lunghezza del fiume. Da questo lavoro si ricava un valore medio del beneficio associato al raggiungimento dello stato qualitativo buono delle acque superficiali per l’area di conoide e pianura che per il Marecchia è pari al range 120.000-220.000 €/anno con valori medi di 170.000 €/anno (Regione Emilia Romagna e ARPA, 2015; all B. Tab 32 pag.99).

Pertanto il valore totale del servizio ecosistemico di Produzione delle acque per la componente ricarica delle falde e deflusso superficiale può essere potenzialmente stimato in € 575.690.000.

5.3. Purificazione dell'acqua

Il servizio ecosistemico di depurazione delle acque rappresenta un altro SE di regolazione caratterizzato dalla capacità del sistema, cioè dei diversi elementi del paesaggio nell'area di studio, di assorbire inquinanti attraverso i processi ecologici che concorrono naturalmente ad assorbire ed adsorbire gli inquinanti.

Le aree ad uso agricolo all'interno della conoide, associate alla presenza coltivazioni e allevamenti zootecnici, possono causare un consistente livello di inquinamento da fonti di tipo diffuso dovuto alla dispersione nell'ambiente dei nutrienti (principalmente azoto e fosforo) necessari alla produzione agricola, ma in parte persi per lisciviazione e ruscellamento. Le criticità maggiori sono associate alla perdita di azoto da parte dei suoli coltivati, mentre il fosforo è lisciviato molto più difficilmente in quanto trattenuto dalle particelle di suolo.

Le quantità di azoto distribuite nell'area di riferimento sono associabili ai quantitativi di fertilizzanti utilizzati e necessari delle diverse colture per garantirne la resa in relazione alle rispettive estensioni e alle rispettive capacità di assorbimento. Questi dati sono stati reperiti dalle statistiche relative al 6° censimento nazionale dell'agricoltura (ISTAT 2010).

La struttura del paesaggio della conoide è caratterizzato da una serie di elementi che hanno una diversa funzionalità nell'assorbire azoto ed inquinanti (siepi, filari, aree umide, canali, etc). Dai dati di letteratura relativi all'assorbimento di N da parte dei diversi elementi misurati attraverso fotointerpretazione a scala di dettaglio è stato possibile utilizzare queste informazioni per sviluppare un bilancio dell'N. Ad esempio, alcuni studi sottolineano come le zone umide risultano in grado di rimuovere tra 11 e i 1260 kg N/ha/anno-1 con valori medi stimati in 417 kg N/ha/anno-1 per quelli connessi idraulicamente al fiume e 60 kg N/ha/anno-1 per quelli isolati dal sistema fluviale (Racchetti et al., 2011), tassi tra i maggiori ritrovabili in letteratura (Pina-Ochoa & Alvarez-Cobelas, 2006); oppure il reticolo idrografico e le fasce di vegetazione riparia (fasce tampone boscate) possono contribuire in modo efficace alla rimozione di inquinanti con assorbimenti pari a 1.037 kg N/km/anno (Soana et al., 2013) e 74,5 kg N/ha/anno (Gumiero et al, 2011) rispettivamente e, in studi più recenti (2013 progetto www.acquerisorgive.it), fino a 168 kg/ha/anno per le FTB.

Una volta individuate le quantità di N che possono essere abbattute dagli elementi territoriali la valutazione economica potrà essere sviluppata attraverso il metodo dei costi evitati, che terrà conto dei costi di depurazione per il processo di denitrificazione e/o dei costi di esercizio del depuratore locale per la depurazione. Il calcolo del valore economico del servizio potrà essere ricavato dai risultati di un rapporto dell'ISPRA (2009) che permette di attribuire alla depurazione di 1kg di azoto un costo compreso fra 4 e 11 €, deducendolo dai costi di esercizio di un impianto di depurazione per il trattamento delle acque reflue.

Considerando la metodologia descritta nel paragrafo 4, è possibile individuare il servizio ecosistemico di depurazione delle acque fornito dai diversi elementi territoriali nell'area di studio attraverso l'analisi degli elementi paesaggistici che contribuiscono all'assorbimento degli inquinanti. In particolare l'analisi si concentra sull'inquinamento da nitrati, molto solubili e che percolano facilmente nel suolo raggiungendo nel tempo l'acquifero e rendendo la conoide del Marecchia una delle zone storicamente nota per gli alti valori di nitrati nelle sue acque sotterranee.

Valutazione della Fornitura

Alcuni studi legati alla capacità di assorbimento dei nutrienti in particolare, sottolineano come ad esempio le zone umide risultano in grado di rimuovere 417 kg N/ha/anno⁻¹ se connesse idraulicamente al fiume e 60 kg N/ha/anno⁻¹ se isolate dal sistema fluviale (Racchetti et al., 2011), oppure il reticolo idrografico e le fasce di vegetazione riparia (fasce tampone boscate) possono contribuire in modo efficace alla ulteriore rimozione di inquinanti. Per l'analisi della potenzialità di abbattimento di azoto da parte degli elementi del paesaggio presenti e misurati nell'area di studio, sono stati utilizzati dati di letteratura per i diversi elementi territoriali come descritto in Tab. 46 (Santolini, 2017).

Gli elementi territoriali che vengono considerati per l'analisi sono:

- ✓ siepi e filari;
- ✓ fasce di vegetazione riparia;
- ✓ aree umide;
- ✓ reticolo idrografico.

Servizio ecosistemico rimozione azoto	Valori di rimozione N	Bibliografia di riferimento	Uso del suolo e elementi del territorio	Rimozione azoto Kg/anno
Rimozione azoto FTB 2x1000 m (fascia erbacea monofilare arborea) associabile alla categoria filare	100 kg N/anno	valore medio da range RER e CIRF 2012	46 km	4.600
Rimozione azoto FTB 10x1000 m (fascia erbacea e plurifilare arboreo, arbustivo e arboreo-arbustivo) associabile alla categoria siepe	160 kg N/anno	valore medio da range RER e CIRF 2012	14 km	2.240
Rimozione azoto Zone umide connesse al fiume	417 kg N/ha/anno	Racchetti et al 2011	96,7 ha	40.324
Rimozione azoto Zone Umide NON connesse al fiume	60 kg N/ha/anno	Racchetti et al 2011	11,5	690
Rimozione azoto da vegetazione riparia	74,5 Kg N/ha/anno	Gumiero et al 2011	215 ha	16.017
Rimozione azoto da reticolo idrografico	1037 kg N/Km/anno	Soana et al 2013	156,7 km	162.498
Totale				226.369

Tab. 46. Valori e quantitativi di rimozione di N da parte dei diversi elementi del paesaggio

Filari e Siepi

Per l'individuazione di siepi e filari è stata condotta un'analisi mediante fotointerpretazione da ortofoto digitali a colori relative all'anno 2012 con pixel di 50 centimetri, risoluzione 1:10.000, acquisite dall'Agenzia per le Erogazioni in Agricoltura mediante l'impiego di camera digitale e reperite dal Portale Cartografico Nazionale (Fig. 34). In particolare sono state cartografate le seguenti categorie:

- F, Filare: formazioni vegetali ad andamento lineare e regolare composta da specie arboree governate ad alto fusto e/o a ceduo in aree agricole, si considera larghezza 1-2m.
- S, Siepe: formazioni vegetali arboree /arbustive plurispecifiche con larghezza min. 2,5m e max. 15m (Bellucci et al., 2011):

Prendendo come base di partenza la cartografia di uso del suolo della Regione Emilia Romagna (2008) in scala 1:25.000, la digitalizzazione è stata fatta al di fuori delle classi di uso del suolo inerenti le acque continentali interne (categorie 5.1.1.1 e 5.1.1.2) e all'urbano (codici CLC secondo livello: 1.1, 1.2, 1.3, 1.4); per quanto riguarda le colture permanenti o le zone agricole eterogenee l'attenzione si è concentrata alla digitalizzazione degli elementi lungo i confini delle patches; mentre nei seminativi si sono considerate le siepi e i filari riconoscibili anche all'interno delle patches. La scala utilizzata per la digitalizzazione è 1:2.500.



Fig.34. Esempio di porzione di territorio in cui è stata fatta la fotointerpretazione per digitalizzare elementi quali le siepi e i filari.

Per i valori di assorbimento di N da parte delle fasce tampone boscate ovvero i filari e le siepi arboreo-arbustive si è scelto di utilizzare i dati di letteratura derivanti dallo *Studio di fattibilità per la definizione di linee guida per la progettazione e gestione di fasce tampone in Emilia-Romagna* (Regione Emilia Romagna e CIRF, 2012) per la rimozione di azoto di una fascia tampone boscata di 10mx100m pari al valore medio di 16 kgN/anno (4,9-26,7 kg/anno) ovvero di 160 kg/anno per una fascia di 10x1000m (1 ha). Lo studio sopra citato fornisce i valori descritti ipotizzando condizioni idrologiche idonee allo svolgimento dell'azione tampone con carichi residui dall'area agricola variabili fra 10 e 50 Kg/ha. Nell'area di studio, come descritto in paragrafo 5.3, si riportano valori di 22kgN/ha/y relativamente agli apporti diffusi riferiti al suolo suscettibili di trasferimento ai corpi idrici superficiali e, soprattutto per l'azoto, a quelli sotterranei mediante modellizzazione sviluppata da ARPA per le aree di pianura (2015) con il modello matematico CRITERIA.

Dalla digitalizzazione delle siepi e dei filari (Fig.32) risulta che nell'area di studio sono presenti 43 km di siepi e 180 km di filari. Per meglio ottimizzare la funzione di assorbimento di azoto derivante dagli apporti di tipo diffuso vengono considerate solo le siepi e i filari che si trovano ad una distanza di 100 m dal reticolo idrografico considerando l'ottimizzazione del processo di abbattimento di azoto quando la fascia di vegetazione intercetta il flusso idrico dai campi verso il reticolo idrografico: si evidenzia quindi la presenza di 46 km di filari e 14,2 km di siepi.

Pertanto, considerando i filari e le siepi presenti nell'area di studio, la potenzialità di fornitura del servizio ecosistemico di depurazione dell'acqua da parte degli elementi del territorio per la componente FTB è pari a 6.840 kg di azoto potenziale rimosso/anno (Tab.46).

Vegetazione ripariale

Per quanto riguarda invece la componente di rimozione di azoto da parte della vegetazione riparia (fig. 34) è stata considerata la classe 5.1.1.2 "Alvei di fiumi e torrenti con vegetazione abbondante" ovvero caratterizzata da canneti, cespuglietti e boscaglie complessivamente superiori al 30%. Per l'area della conoide questa classe mostra una estensione pari a 215 ha per un totale di rimozione di azoto pari a 16.017 kg/anno.

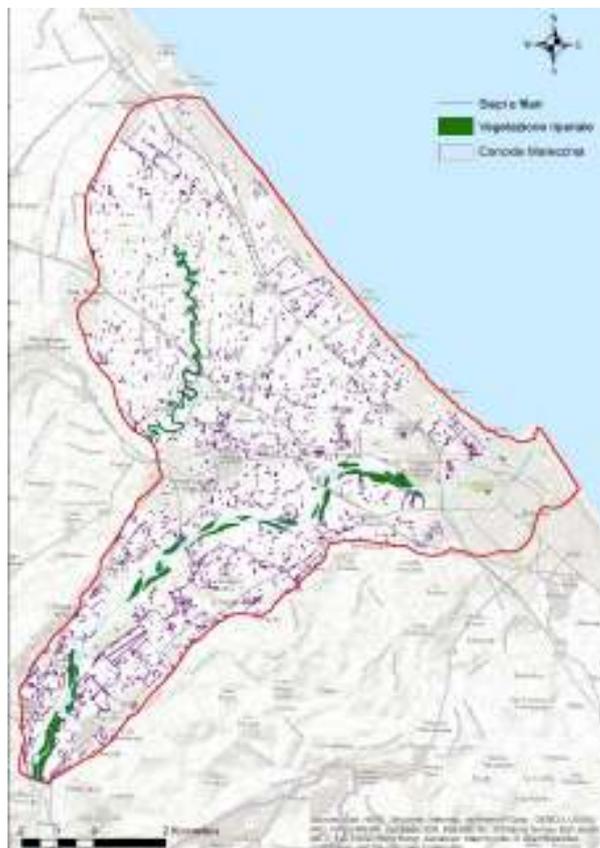


Fig. 35. Elementi vegetazionali che hanno la capacità di assorbire azoto.

Zone umide

Per quanto riguarda le zone umide connesse al sistema fluviale queste derivano in prima analisi dalla cartografia di Uso del suolo 2008 prodotta dalla Regione Emilia Romagna, classe 4.1.1. "zone umide interne" e classe 5.1.2. "bacini d'acqua" e dagli shape file prodotti dalla Provincia di Rimini per il Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale (PTCP); per aggiornare il dato di riferimento, aggiungendo anche le zone umide ricomprese nel comune di San Mauro Pascoli (provincia di Forli-Cesena), i bacini individuati dalla cartografia

sono stati riverificati e a questi sono stati aggiunti quelli derivanti da successiva fotointerpretazione (ortofoto digitali a colori relative all'anno 2012 e google maps 2017). E' stato realizzato pertanto un nuovo shape file aggiornato con la delimitazione di zone umide e piccoli laghetti che per l'area di studio della conoide sono risultati essere 165 per un totale di 108,2 ha (Fig.36). Di queste zone umide individuate, sono state considerate come connesse idraulicamente al sistema fluviale quelle che intersecano il reticolo idrografico o nelle immediate vicinanze mentre quelle più distanti (es. laghetti ad uso irriguo) sono state considerate come non connesse al sistema idrografico.

In particolare 107 di queste zone umide sono state considerate come connesse al sistema (buffer di 150m) per un totale di 96,7 ha mentre 11,5 ha appartengono a zone umide considerate non connesse al reticolo idrografico.

Risulta quindi che il potenziale azoto assorbito dalle zone umide connesse al reticolo idrografico ammonta a 41.014 kg N/anno e quelle non connesse 730kgN/anno.

Reticolo idrografico

La lunghezza del reticolo idrografico (Fig. 4) è stata ricavata dagli shape file scaricabili dal portale cartografico nazionale in scala 1:250.000 (2013) e per la conoide è pari a 156,7 km per un totale di rimozione di azoto pari a 162.498 kg/anno.



Fig. 36. Reticolo idrografico minore e zone umide che hanno la capacità di assorbire azoto

Il quantitativo totale di rimozione potenziale di azoto da parte degli elementi del territorio dell'area di studio risulta pari a 226 tonnellate di N/anno pari a circa il 9% del totale delle emissioni puntuali e diffuse.

In particolare la Fig. 17 ed i dati di ARPA (dati di media regionale ARPA 2015) mostrano che l'Azoto che viene veicolato verso i corpi idrici superficiali, deriva per il 74% da diffuso agricolo ed è questa la fonte che può

meglio venire intercettata dagli elementi paesaggistici quali ad esempio la vegetazione ripariale e le fasce tampone.

Se si considerano i quantitativi totali di azoto derivante dalla componente diffusa sia agricola ovvero suscettibile al trasferimento ai corpi idrici superficiali e sotterranei al netto dell'asporto da parte delle colture (277 t/anno, vedi paragrafo successivo) sia quella derivante dalle altre fonti (mineralizzazione, atmosferico, incolto, civile non collettato e case sparse) (Tab. 47) pari a circa 1.199 t/anno se ne deduce che il territorio è potenzialmente in grado di abbattele circa il 20%.

Valutazione della domanda

La domanda è rappresentata dalle emissioni puntuali e diffuse di azoto nell'area della conoide già descritte nei paragrafi precedenti. Tra le fonti puntuali ci sono gli scarichi derivanti dai depuratori, dalle reti non depurate, dalle aree industriali e dagli sfioratori, mentre tra le fonti diffuse vengono considerati gli apporti al suolo da pratiche agro-zootecniche e le ricadute atmosferiche, gli scarichi delle aree non collettate alla rete e le case sparse, i fanghi da depurazione, ecc. In particolare la Tab. 46 elenca per tutte le voci di fonti puntuali e diffuse i carichi annuali espressi in t/anno per i 7 comuni dell'area della conoide che si aggirano attorno a 2.639 t/anno.

PUNTUALI (t/anno)					DIFFUSI (t/anno)								
dep.	Reti non dep.	Sfioratori	Ind.	TOT	Zoot.	Chim.	Fanghi	Miner.	Atm	Incolto	Civile non coll.	Case sparse	TOT
332	0,9	25	1,1	359	245	1103	10,5	539	217	92	2,6	71	2.280

Tab. 47. Elenco delle fonti puntuali e diffuse di azoto

In particolare se si considerano i quantitativi di azoto al netto dell'asporto da parte delle colture (22 kg/ha/y) per la SAU del territorio considerato (12.574 ha per i 7 comuni della conoide), come descritto nel modello CRITERIA, sia per la componente che drena in falda sia per quello che viene lisciviato per scorrimento superficiale, se ne deduce che per l'area di studio i quantitativi totali di azoto per la componente diffusa derivanti dal comparto agricolo (zootecnia+chimico+fanghi) sono pari a 277 t/anno.

Valutazione economica depurazione da azoto

Una volta individuate le quantità di N che possono essere abbattute dagli elementi territoriali la valutazione economica viene sviluppata attraverso il metodo dei costi evitati, che tiene conto dei costi di depurazione per il processo di denitrificazione. Il costo di depurazione di 1kg di azoto, come viene indicato in un rapporto dell'ISPRA (2009), ha valori compresi fra 4 e 11 €, deducendolo dai costi di esercizio di un impianto di depurazione per il trattamento delle acque reflue mentre il costo per sostenere il solo processo di denitrificazione è pari a 0,7 €/kg N rimosso (Soana et al., 2013). Questo valore viene pertanto utilizzato come riferimento per la valutazione economica del valore del processo di denitrificazione compiuto dagli elementi del territorio al netto delle spese accessorie di gestione dell'impianto. I quantitativi di azoto che potenzialmente possono essere rimossi dagli elementi presenti nel territorio di analisi sono pari a circa 226 tonnellate/anno che associati al costo del processo di denitrificazione rappresentano un valore per il SE depurazione dell'acqua pari a €158.200. Tuttavia la stima del costo evitato comprende anche le spese di impianto e di gestione associate al processo di denitrificazione che è pari a 7,5 €/kg N. Di conseguenza, il valore complessivo del **servizio ecosistemico di Depurazione da azoto è pari a € 1.695.000**

Depurazione da fitofarmaci

La Direttiva 2009/128/CE del Parlamento europeo istituisce un quadro per l'utilizzo sostenibile dei prodotti fitosanitari mirando alla tutela della salute umana ed alla tutela dell'ambiente. Il PAN o Piano di Azione Nazionale è lo strumento per agevolare l'attuazione della Direttiva 2009/128/CE. Tramite il Piano, approvato in Italia con Decreto del 22/01/2014 ed in vigore dal 13/02/2014, vengono definiti gli obiettivi, le misure, i tempi e gli indicatori per la riduzione dei rischi e degli impatti dell'utilizzo dei prodotti fitosanitari sull'uomo e sull'ambiente e sulla biodiversità. Il PAN si propone di raggiungere i seguenti obiettivi generali, al fine di ridurre i rischi associati all'impiego dei prodotti fitosanitari:

- ridurre i rischi e gli impatti dei prodotti fitosanitari sulla salute umana, sull'ambiente e sulla biodiversità;
- promuovere l'applicazione della difesa integrata, dell'agricoltura biologica e di altri approcci alternativi
- proteggere gli utilizzatori dei prodotti fitosanitari e la popolazione interessata
- tutelare i consumatori
- salvaguardare l'ambiente acquatico e le acque potabili
- conservare la biodiversità e tutelare gli ecosistemi.

L'applicazione del PAN dovrà concorrere ad attuare entro il 20 novembre 2021 così come previsto dall'art. 78, comma 7 del d.lgs. 152/2006 la riduzione progressiva delle sostanze attive rilasciate da fonti diffuse e puntuali, nonché l'eliminazione di quelle pericolose, in quanto tossiche, persistenti e bioaccumulabili.

Il raggiungimento degli obiettivi per la tutela delle risorse idriche (acque superficiali e sotterranee destinate al consumo umano) e della biodiversità richiede l'applicazione di **Misure**, di seguito descritte, relative all'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari. Esse riguardano:

- 1) misure per la mitigazione dei rischi associati alla deriva, al ruscellamento ed alla lisciviazione dei prodotti fitosanitari, nonché alla loro limitazione/sostituzione/eliminazione ai fini della tutela dell'ambiente acquatico e dell'acqua potabile;
- 2) misure specifiche di mitigazione del rischio che possono essere inserite nei piani di gestione e nelle misure di conservazione dei Siti Natura 2000 e delle aree naturali protette, in funzione degli obiettivi di tutela;
- 3) misure complementari da prevedere in associazione alle misure di riduzione del rischio.

Alcune delle misure di seguito elencate (Tab. 47) contribuiscono all'attuazione della Direttiva Quadro sulle Acque (Dir. 2000/60/CE recepita dal D.lgs. 152/2006) che prevede che entro il 2021 debbano essere ridotti i rilasci di sostanze prioritarie da fonti diffuse e puntuali ed eliminate le sostanze prioritarie pericolose (vedi tab. 1A, allegato 1 parte terza d.lgs. 152/2006). Inoltre la Direttiva 2000/60/CE prevede che nei corpi idrici che non raggiungono o sono a rischio di non raggiungere l'obiettivo di "buono" stato ecologico a causa di alcuni prodotti fitosanitari (tab. 1B punto A.2.7 - allegato 1 parte terza d.lgs. 152/2006), questi debbano essere vietati o sostituiti per ridurre al minimo la contaminazione. Rimane fermo l'obbligo di prevenire o limitare le immissioni delle sostanze pericolose di cui alla tabella 1 dell'allegato 2 del D.lgs. 30/2009.

Inoltre, il PAN prevede che le Regioni, le Province autonome e gli Enti gestori delle aree naturali protette possano definire ulteriori limitazioni all'uso di prodotti fitosanitari per la tutela di specie endemiche o a elevato rischio di estinzione e che, tenuto conto delle priorità di tutela degli ecosistemi acquatici (sancite a

livello internazionale dalle decisioni delle Conferenze delle Parti delle Convenzioni Ramsar e Rio per la Diversità Biologica), le Zone Ramsar richiedano un maggior livello di salvaguardia.

Di conseguenza le tipologie di azioni evidenziate in Tab. 48 risultano in gran parte, essere le medesime di quelle applicabili per la depurazione da azoto ed altri nutrienti. La pianificazione di un'azione integrata attraverso la distribuzione funzionale di queste Natural based Solution (AAVV 2015) per costruire una grande infrastruttura verde/blu, determinerebbe un importante impatto positivo sulla qualità delle acque

Tipologia	Valori di rimozione FITOSANITARI (%)	Bibliografia di riferimento
<u>Fasce di rispetto erbacea</u> fra bordo campo e corpo idrico superficiale (10m)	45	
<u>FTB</u> 10 m (pendenza <4%)	90	MATTM 2009. Misure di mitigazione del rischio per la riduzione della contaminazione dei corpi idrici superficiali da deriva e ruscellamento.
<u>Inerbimento permanente interfila frutteto e vigneto*</u> (aree collinari)-trattamento agrofarmaco sulla fila Filare a ritocchino	40	- La presenza di un <u>colico erboso</u> tra i filari dei frutteti o dei vigneti <u>assolve contemporaneamente molteplici funzioni</u> : creazione di un <u>habitat per l'entomofauna utile</u> e l' <u>apporto periodico di sostanza organica al suolo</u> a seguito degli sfalci.
<u>Inerbimento permanente interfila frutteto e vigneto*</u> (aree collinari)-trattamento agrofarmaco sulla fila Filare secondo le curve di livello	50	
Tipologia	Valori di rimozione PESTICIDI (%)	Bibliografia di riferimento
<u>Canale vegetato 100mX1m</u> (runoff 1 mm da 5ha) (Rimozione di mesotrione,S-metolachlorandterbuthylazine)	99	Otto et al., 2016. Vegetated Ditches for the Mitigation of Pesticides Runoff in the Po Valley; PLOSOne DOI:10.1371/journal.pone.0153287 April 12, 2016
<u>Zone Umide</u> 75m2/ha coltura	90	
<u>Fasce tampone erbacee</u> (rimozione atrazina in runoff) 6m 12m 18m	83 91 99	Patty et al., 1997. The Use of Grassed Buffer Strips to Remove Pesticides, Nitrate and Soluble Phosphorus Compounds from Runoff Water. Pestic. Sci. 1997, 49, 243-251
<u>Zona umida</u> (0,3ha a valle di un bacino agricolo di 6 ha)-(riduzione erbicidi come terbutilazina ed il metolacolor, comunemente usati nelle colture del <u>mais e del sorgo</u>)	98	- Progetto "GRIMICID" 2014. Gestione della Rete Idrica Minore per il Controllo dell'inquinamento da Diserbanti

Tab. 48. Misure per la riduzione del rischio associati ai prodotti inquinanti (es fitosanitari)

6. IPOTESI PER SCENARI DI RIORGANIZZAZIONE PROGRESSIVA DELL'USO IMPROPRIO DELLA RISORSA ACQUA E DEL SUOLO ATTRAVERSO ANCHE L'APPLICAZIONE INTEGRATA DELLE AZIONI DEL PSR

La conoide del Fiume Marecchia è caratterizzata da una serie di criticità ben evidenziate dall'analisi che individua fattori di impatto significativi in relazione al grado di probabilità ed alle eventuali conseguenze. Questa situazione è certamente il risultato di una pianificazione settoriale e non integrata, in cui mai si è data priorità alla gestione del bene comune (acqua) rispetto a politiche ed azioni che non hanno mai considerato le forti interazioni ecosistemiche con la quantità e qualità del sistema che genera e mantiene la risorsa ed i possibili impatti.

Il lavoro fino ad ora sviluppato si inserisce in modo ottimale nello schema DPSIR (Fig. 37). Lo schema è stato adottato dalla EEA (European Environmental Agency), in modo da proporre con esso una struttura di riferimento generale, un approccio integrato nei processi di reporting sullo stato dell'ambiente, effettuati a qualsiasi livello europeo o nazionale. Esso quindi permette di rappresentare l'insieme degli elementi e delle relazioni che caratterizzano un qualsiasi tema o fenomeno ambientale, mettendolo in relazione con l'insieme delle politiche esercitate verso di esso.

Tale schema è stato applicato alle acque in cui i SE diventano gli elementi per far emergere le interazioni sulla funzionalità ecologica del sistema. Le diverse azioni individuate sul territorio (DETERMINANTI) sia antropiche (comportamenti ed attività umane: industria, agricoltura, trasporti, ecc.) che naturali, sono in grado di determinare pressioni sull'ambiente; la Fig. 23 ha ben individuato il quadro delle azioni che si sviluppano nel territorio della conoide e ne ha stimato la magnitudo. La conseguente analisi del rischio ha individuato le negatività più significative che sono la causa generatrice primaria degli impatti sul sistema del ciclo dell'acqua.

Queste forze determinano **PRESSIONI** cioè tutto ciò che tende ad alterare la situazione ambientale (scarichi civili/industriali, fertilizzazione, spandimento fanghi, consumo di suolo, infrastrutture/acque di prima pioggia, ecc.) dello STATO DI FATTO che descrive la qualità attuale e tendenziale dell'ambiente e delle sue risorse dettagliatamente descritta nei capitoli precedenti riguardo il ciclo dell'acqua (disponibilità della risorsa, qualità delle acque superficiali e sotterranee). Le pressioni pongono in rilievo tutte le modifiche indesiderabili che è necessario combattere (es. concentrazioni di nitrati o di fitofarmaci in ambiente idrico) e anche situazioni particolarmente desiderabili che si devono preservare (es. paesaggi agricoli o pregiati habitat/ecosistemi);

Gli **IMPATTI** cioè gli effetti negativi sugli ecosistemi (perdita di qualità della risorsa nei diversi comparti, alterazione degli habitat, mancanza di disponibilità ecc.), sono stati valutati analizzando qual è il peso dell'impatto reale e potenziale rispetto ai tre SE che sono stati definiti come chiave per il ciclo dell'acqua: Produzione, Regolazione del ciclo e capacità di depurazione. Questa fase consiste nel collegare le pressioni e i processi suddetti in modo da stimare il valore dei rispettivi servizi ecosistemici:

Produzione di acqua:	€ 12.800.000
Regolazione del ciclo dell'acqua:	€ 575.690.000
Depurazione:	€ 1.695.000
Per un totale di valore dei SE pari a	€ 591.185.000

Le RISPOSTE si riferiscono alle misure prese dagli enti preposti per migliorare lo stato dell'ambiente, per fronteggiare pressioni e problemi manifestati che hanno inciso sulla funzionalità degli ecosistemi (Tab. 47). Nel caso del ciclo dell'acqua sono azioni di salvaguardia delle funzioni ecologiche, di miglioramento della funzionalità fluviale e del reticolo idrografico minore attraverso l'applicazione di target normativi, accordi di programma, ecc.

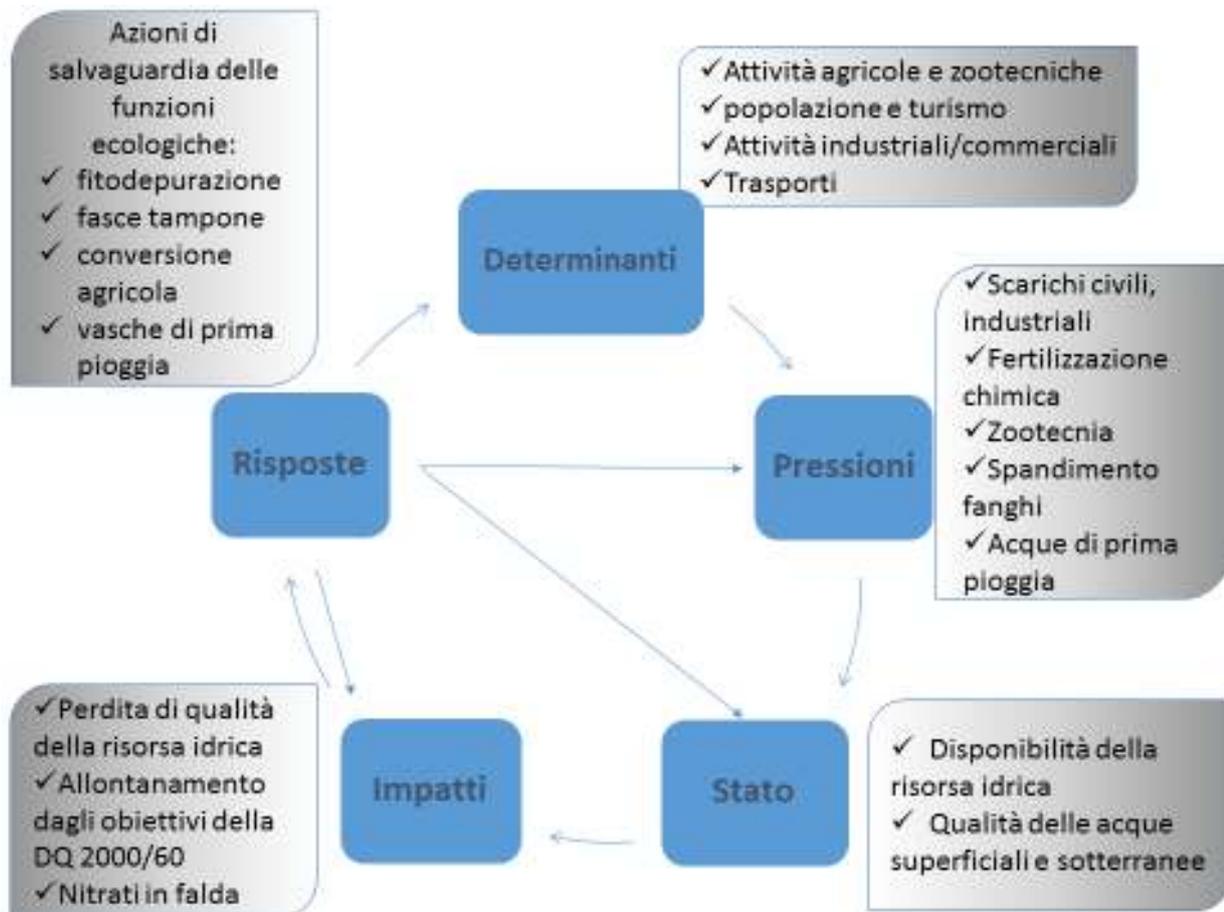


Fig.37. Schema DPSIR applicato alle acque

È necessario quindi mantenere ed implementare le funzioni ecosistemiche utili a ridurre i rischi legati all'inquinamento ed all'alterazione della qualità dell'acqua attraverso un complesso di azioni (es. PSR) che ridurrebbero i costi ambientali e della risorsa (ERC) rispetto eventualmente, alla tariffa idrica e permetterebbero una governance di un territorio di importanza strategica sotto l'egida della qualità ambientale e della sostenibilità delle attività antropiche.

Inoltre tali valutazioni sono indispensabili per sottolineare il valore della risorsa rispetto alle economie che dipendono dalla risorsa stessa come ad esempio il turismo costiero. Ad esempio, considerando le presenze turistiche nei comuni di Bellaria (2,1 Mil) e Rimini (7,1 mil) principali territori costieri interessati dalla conoide, considerando una spesa media di 80 €/giorno, l'indotto complessivo è di 736 Mil di €. Considerando il valore del Capitale Naturale generante la risorsa acqua pari a quasi 600 Mil di € e di fatto mai quantificato e riconosciuto diventa fondamentale capirne il peso per la sostenibilità vera dell'impresa turistica e del

benessere dei cittadini e degli ospiti. Di conseguenza diventa indispensabile sviluppare nuovi paradigmi per costruire un bilancio economico ambientale, riconoscendo il valore delle funzioni della natura come capitale naturale.

Come accennato, il peso dei tre servizi esaminati è pari a quello dell'indotto turistico nell'area costiera riminese (568 Mil contro i 588 dei SE) e quindi, per una logica perequazione territoriale e di riconoscimento del servizio ecosistemico, il comparto turistico dovrebbe sostenere tutte quelle attività che permettono il mantenimento della risorsa e le capacità di erogare il servizio. A titolo di esempio, 1% dell'indotto permetterebbe di avere una disponibilità di 5,6 Lil di euro. In questo caso, l'applicazione di un PES darebbe l'opportunità di sviluppare attività e quindi lavoro, legate all'agricoltura sostenibile, alla riqualificazione fluviale, alla rigenerazione ecosistemica del reticolo idrografico minore, con pratiche che permettano il mantenimento del capitale naturale e delle sue funzioni, garanti della qualità dell'attività turistica e del benessere dei cittadini.

Alcune tipologie di misure ben si prestano al miglioramento della qualità delle acque agendo sulla modalità di gestione del territorio di studio e operando sulle pressioni che determinano un impatto sulla risorsa idrica e sulla gravità delle conseguenze che rappresenta la severità o intensità dell'impatto.

Alcune di queste misure, così come indicato anche nel documento della Regione Emilia Romagna e ARPA "Valutazione dei costi economico-sociali per il raggiungimento dell'obiettivo di stato buono dei corpi idrici ai fini dell'applicazione delle esenzioni" (2015) possono riguardare il settore agricolo e quello civile mitigando le pressioni sulla qualità e quantità della risorsa idrica legate alla presenza di nutrienti, degli inquinanti derivanti dalle acque di prima pioggia e dai prelievi idrici. In riferimento alla Tab. 49 si individuano le componenti per la realizzazione e le voci di costo di alcune azioni che potrebbero essere applicate al caso studio. Le voci sono spesso generiche in quanto ognuna delle azioni proposte necessita di una fase di progettazione dettagliata.

	SETTORE AGRICOLO-A	SETTORE CIVILE-B
1 Nutrienti	-Conversione agricola da intensiva a estensiva tra cui conversione seminativi a praterie -Realizzazione di FTB -Conversione ad agricoltura biologica -Impianti di fitodepurazione -Riqualificazione morfologica dei canali	
2 Prelievi idrici	-Conversione delle colture irrigue (ortive, fruttiferi, seminativi irrigui) in colture non irrigue (foraggiere non irrigue, prati e pascoli, seminativi non irrigui)	Azioni di risparmio idrico rivolte alla cittadinanza finalizzate alla riduzione dei consumi
3 Inquinanti		-Realizzazione di vasche di prima pioggia -Aree buffer lungo le strade

Tab.49. Azioni proposte per l'area di studio della conoide del Marecchia

7. LINEE GUIDA PER IL CONTROLLO E LA GESTIONE DEL RISCHIO IN RELAZIONE AI COSTI AMBIENTALI

I costi ambientali come è già stato evidenziato, rappresentano la somma dei costi delle misure adottate da un ente o da un'azienda (o da terzi per suo conto) per prevenire, ridurre e/o riparare i danni causati all'ambiente dalle proprie attività operative e di quelli sostenuti per la conservazione in questo caso della risorsa acqua. L'applicazione dei criteri ecosistemici per valutare una interazione, cambiano anche i paradigmi di analisi e valutazione delle opere che si realizzano sul territorio nell'ottica di una visione olistica degli effetti dell'opera sul sistema stesso e non come avviene attualmente, una somma di pareri settoriali che non hanno un minimo di integrazione e visione trasversale (es. Centralina idroelettrica privata di Ponte Verucchio). Questo pesa sulla valutazione dei costi e sul nuovo approccio ecologico-economico, dal momento che il termine costo ambientale ha intrinsecamente compreso una serie di parametri utili a indicare la riduzione del livello di benessere collettivo dovuto all'impatto di un progetto sull'ambiente.

Di conseguenza, l'approccio adottato ("costs based") permette di valutare il costo necessario al mantenimento di un certo livello di qualità del bene ambientale ed è una stima plausibile del valore del bene stesso. In questo modo possiamo prevedere una valutazione dei costi degli interventi necessari alla protezione del bene ambientale e alla prevenzione del danno.

Inoltre, tale approccio è più idoneo proprio dove sussistono obiettivi noti, ed è il caso dello standard di qualità che la DQA fissa come valore-obiettivo, in questo caso qualità e quantità della risorsa idrica. Ciò consente anche di valutare la sostenibilità economica delle misure richieste, gli eventuali cosiddetti "costi sproporzionati", altro concetto/norma chiave della DQA. Pertanto, la metodologia basata sui costi è quella che meglio interpreta il tipo di analisi e valutazione economica richiesto dalla DQA, ne interpreta la ratio in quanto il processo analitico richiesto si muove da obiettivi dati e noti, dei quali è necessario accertare proprio il costo e la sostenibilità attraverso la valutazione economica dei SE.

Il recupero del costo ambientale potrà essere attuato attraverso modalità che recuperino il valore del SE nel sistema concessorio ed attraverso forme di pagamento dei SE (PSEA art. 70, LN 221/2015) e comunque, potrà avvenire, ove sostenibile, per fasi successive e dinamiche attraverso la revisione del programma di misure dei piani di gestione per successivi cicli di programmazione.

7.1. Settore agricolo. Nutrienti ed inquinanti

Conversione agricola da intensiva a estensiva/Conversione seminativi a praterie

I costi da sostenere possono corrispondere ai mancati redditi dati dalla differenza tra i valori medi dei redditi agricoli lordi per ettaro di colture intensive e di colture estensive (foraggere, prati e pascoli) nei comuni in cui è prevista la misura, moltiplicati per il numero di ettari estensivizzabili come indicato anche in RER, ARPA (2015).

Le colture più rappresentative dei comuni della conoide (oltre 50 ha) sono frumento tenero, orzo, ortive, prati avvicendati erba medica e vite (Censimento agricoltura ISTAT, 2010) mentre i redditi lordi unitari delle colture sono tratti dalla Rete Informativa Contabile Agricola (RICA, 2010) e associabili ai dati delle produzioni standard ovvero il valore medio ponderato della produzione lorda totale, comprendente sia il prodotto principale che gli eventuali prodotti secondari, realizzati in una determinata regione o provincia autonoma nel corso di un'annata agraria.

A titolo esemplificativo ipotizzando di convertire 1 ha di colture intensive (ad esempio frumento tenero) in foraggere (prati avvicendati: medica, sulla, trifoglio, lupinella, etc.) si considera il valore medio di reddito lordo pari a 1386 €/ha delle prime contro 1013 €/ha dei prati avvicendati. La Tab.50 indica inoltre, oltre al valore del reddito lordo, le voci della componente dei costi espliciti pari a circa il 55% dei costi totali per la produzione ad esempio di 1 ha di frumento tenero (Nigro, 2008) o del 39% nel caso di erba medica (dal 2 anno) (Corradini, 2010), dei ricavi e dell'azoto da apportare per le singole colture (RER, 2012).

	REDDITO LORDO euro/ha (2010)	COSTI espliciti €/ha	Fonti bibliografiche costi	RICAVI €/ha	AZOTO DA APPORTARE (kg/ha/y)
FRUMENTO TENERO	1386	932 (2007)	Nigro, 2008	454	151
ORZO	988	493,19 (2010) Costi specifici rilevati+ spese di meccanizzazione	INEA, 2010	495	99
ORTIVE	16.500	5.325 (2012) es. lattuga	Altamura e Bertazzoli, 2013	11.175	165
ERBA MEDICA	1013	657(2010)	Corradini, 2010	356	0

Tab.50. Redditi lordi, costi espliciti, ricavi e quantitativi di azoto da apportare per alcune colture soggette a conversione.

Di conseguenza, il costo per sostenere questa azione dovrebbe essere pari al mancato reddito, cioè alla differenza tra i valori medi delle due produzioni standard (€/ha 373) relativi ai due tipi di colture in trasformazione che dovrebbero essere garantite all'agricoltore per facilitare l'azione di conversione che attraverso l'annullamento dell'apporto di azoto, comporta benefici sulla qualità delle acque. Parte di questo valore può essere previsto dal premio derivante dal PSR 2014-2020 che alla misura 10.1.G *Collegamento ecologico dei Siti Natura 2000 e gestione sostenibile della praticoltura estensiva* prevede un premio pari a 150 €/ha (Marandola e Coderoni, 2015).

All'agricoltore dovrebbe essere riconosciuto pertanto un corrispettivo pari a 223 €/ha per l'azione di conversione agricola con vantaggio sull'azzeramento dei quantitativi di azoto da apportare.

Realizzazione di FTB

Il costo di applicazione dell'azione corrisponde alla perdita di reddito che si verifica nelle aree convertite in fasce tampone e ai costi di realizzazione dell'impianto di vegetazione e di manutenzione delle fasce tampone.

Per l'individuazione dei costi sono stati utilizzati i dati relativi ai costi di impianto e di manutenzione delle fasce tampone derivanti dal documento RER e CIRF (2012) per la tipologia fascia erbacea e plurifilare arboreo/arbustivo o arboreo-arbustivo pari a € 800-1200 per la realizzazione e € 330-690 (100m lineari bifilare) per la manutenzione.

Non avendo a disposizione una cartografia dell'esatta ubicazione delle tipologie agricole come da classificazione del censimento ISTAT è stata ipotizzata una perdita di reddito calcolata sulla tipologia con maggiori estensioni tra quelle classificabili nella categoria seminativo (es. frumento tenero).

Il mancato reddito se si considera la tipologia frumento tenero è pari a 1386 €/ha (Tab. 49) e i costi per la realizzazione della fascia tampone sono pari a €/ha $800+330=1130$ (costo minimo indicato in RER e CIRF 2012). Pertanto il costo totale tra mancato reddito e spesa per la realizzazione delle fasce tampone è pari a 2.516 €/ha.

Se il terreno su cui viene realizzata la FTB è di tipo privato, questi costi sono in parte mitigati dai premi del PSR 2014-2020 che per la realizzazione di FTB prevede aiuti con la misura 4.4 *Investimenti non produttivi con finalità climatico-ambientale e di difesa di habitat* e con la misura 10H *Gestione di fasce tampone di contrasto ai nitrati e di fasce vegetate antideriva per i prodotti Fitosanitari. Gestione di fasce tampone e bacini di fitodepurazione di contrasto ai nitrati e di antideriva per i prodotti fitosanitari*. Le due misure finanziano la realizzazione delle fasce tampone attraverso premi concessi sotto forma di contributo in conto capitale a progetto fino ad un massimo di 1,2 €/mq per la misura 4.4 e premio a superficie per la misura 10.1.H pari ad un massimo di 0,08 €/mq.

Ipotizzando di realizzare una fascia tampone 10X100m per un'estensione di 0,1 ha, posizionata lungo il reticolo idrografico e che sostituisce frumento tenero, i costi di realizzazione, manutenzione e la voce per mancato reddito sono pari € 251,6; i premi del PSR sono pari a €113 (contributo al 100% della realizzazione e manutenzione del progetto) e € 80 per il contributo misura 10H per un totale di contributo pari a €193. La differenza tra i contributi percepiti e i costi sostenuti e il mancato reddito, che in questo esempio è pari a € 58,6 dovrebbero essere riconosciuti agli agricoltori anche in relazione ai servizi ecosistemici pubblici che con le loro azioni sono in grado di fornire al territorio come ad esempio il miglioramento della qualità dell'acqua per l'assorbimento dei nitrati attraverso le fasce tampone, oltre che hanno un ruolo importante anche nella conservazione o incremento della biodiversità locale.

Conversione ad agricoltura biologica

L'agricoltura biologica è principalmente considerata come un sistema di gestione sostenibile delle risorse in agricoltura che contribuisce al miglioramento della qualità del suolo e dell'acqua, alla mitigazione e all'adattamento ai cambiamenti climatici e al miglioramento della biodiversità. Tali condizioni sono perseguibili in quanto i metodi di agricoltura biologica prevedono rotazioni colturali, impiego di specie e varietà resistenti, metodi di lotta biologica, divieti di uso di sostanze di sintesi (fertilizzanti, fitosanitari, antibiotici) e di OGM (Marandola, Coderoni, 2015).

In questo contesto, l'agricoltura biologica può vantare un forte potenziale nella mitigazione dei cambiamenti climatici, poiché è in grado di sequestrare grosse quantità di carbonio nei suoli e di ridurre l'emissioni dei gas serra, grazie all'esclusione di prodotti chimici di sintesi e all'uso ottimale di pratiche agronomiche quali: i sovesci, le rotazioni, colture intercalari, colture di copertura e uso di tecniche compostaggio ecc. La FAO, inoltre, considera la diffusione dell'agricoltura biologica come una promettente strategia per la mitigazione e l'adattamento ai cambiamenti climatici non solo per il mancato uso dei fitofarmaci e fertilizzanti di sintesi, ma soprattutto attraverso una maggiore capacità di sequestro di CO₂ nei suoli, poiché è basata sulla fertilità del suolo e sulla produzione di humus e di sostanza organica, che richiede carbonio. Inoltre alcuni autori (Stolze et al., 2000), sostengono che l'attività delle leguminose, frequentemente inserite nelle rotazioni del sistema biologico, dovrebbe attenuare il rischio di emissioni NOX rispetto al convenzionale.

A livello nazionale e in Emilia Romagna negli ultimi anni si assiste ad un aumento del numero di imprese certificate biologiche e per la provincia di Rimini con 284 aziende si osserva un aumento del +13,6% rispetto al 2015 (ER notizie, 2017) frutto degli incentivi concessi dal PSR 2014-2020 a cui la Regione Emilia Romagna ha stanziato ulteriori risorse aggiuntive.

Le azioni relative alla conversione da agricoltura tradizionale ad agricoltura biologica sono sostenute dai premi derivanti dal PSR 2014-2020 della Regione Emilia Romagna alla misura 11.1 *“Pagamenti per la conversione in pratiche e metodi di agricoltura biologica”*.

L'aiuto è concesso sotto forma di pagamento per unità di superficie (€/ha/anno) in base al tipo di coltura (Marandola, Coderoni, 2015):

- foraggiere 126
- seminativi 168
- bietola e proteaginose 357
- ortive e altre annuali 406
- olivo e castagno 476
- vite e fruttiferi minori 630
- arboree principali 742

Ulteriori aiuti possono essere elargiti in caso di adozione di impegni accessori aggiuntivi quali ad esempio l'impiego delle cover crop: 170 €/ha/anno; l'impiego del sistema Irrinet (servizio irrigazione che fornisce consigli irrigui sul momento di intervento e sui volumi da impiegare per ottenere un prodotto di qualità risparmiando risorse idriche):15 €/ha/anno; gestione evoluta effluenti zootecnici in agricoltura biologica:100 €/ha/anno (Marandola, Coderoni, 2015).

Uno studio realizzato in Veneto sottolinea come l'agricoltura biologica rispetto all'agricoltura tradizionale comporta benefici esterni (scenario prudenziale) pari a 48,2 €/ha di cui il 60% derivante dalla riduzione dell'inquinamento delle acque per la riduzione dell'uso degli agrofarmaci, il 17% legato sia alla mitigazione dell'erosione che ai benefici sulla biodiversità e il 6% circa legato ai minori rischi per la salute degli operatori (Boatto et al., 2008 progetto SABIO).

A titolo esemplificativo questi valori di beneficio potrebbero essere garantiti agli agricoltori che convertono la loro produzione tradizionale in produzione biologica ai fini del miglioramento degli aspetti ambientali garantendo con le azioni previste dall'agricoltura biologica benefici sulle componenti acqua (28,9 €/ha), suolo e biodiversità (8,2 €/ha ognuno) e minori rischi per la salute degli operatori (2,9 €/ha).

Riqualificazione morfologica dei canali

La depurazione delle acque ha luogo grazie a numerosi processi di tipo fisico (filtrazione, adsorbimento, sedimentazione, fotolisi, volatilizzazione, ecc.) e (bio)chimico (ossidazione, riduzione, nitrificazione, denitrificazione, ecc.) che avvengono spontaneamente nei corsi d'acqua naturali, caratterizzandone la capacità *“autodepurante”*, grazie ad un complesso lavoro sinergico svolto da batteri, piante acquatiche, fitoplancton, perifiton, organismi trituratori, e così via.

Nei canali questi processi di degradazione naturale degli inquinanti sono in parte limitati dalla morfologia uniforme dell'alveo, dalla scarsa complessità dell'ecosistema e dalle periodiche operazioni di manutenzione di vegetazione e substrato; per potenziare la capacità autodepurativa dei canali occorre perciò realizzare

interventi di riqualificazione morfologica che puntino a diversificare, per quanto possibile, sezione e tracciato, attraverso:

- incremento della sinuosità del canale e ampliamento e diversificazione della sezione, per aumentare i tempi di residenza e favorire la presenza di numerosi microhabitat e vegetazione acquatica (fig.37);
- rivegetazione di canali; considerando che 1 ha di canale vegetato (*Phragmites* sp. e *Typha* sp) può rimuovere tra 150 e 560 kg N/yr (Castaldelli et al., 2015).



Fig.37. Intervento per l'incremento della sinuosità e della vegetazione di un canale rettificato, al fine di aumentare il tempo di residenza delle acque e la capacità autodepurativa

- creazione di aree golenali colonizzate da vegetazione palustre (es. *Phragmites Australis*), per consentire di ridurre il carico di inquinanti presente nelle acque che invadono la zona golenale, ove si sviluppano processi autodepurativi favoriti dalla presenza di vegetazione (RER, 2012). Nei casi in cui, le aree golenali e l'alveo siano mantenuti allagati per lunghi periodi tramite appositi manufatti posti a valle, che creano un rallentamento della corrente e tempi di ritenzione di circa 2 giorni in riferimento alla portata media annuale, è possibile stimare l'efficienza depurativa facendo riferimento al modello Arheimer-Wittgren (1994), che indica una rimozione di azoto (N) pari a circa 400 kg N/ha all'anno, da prendersi come riferimento di massima valido per le basse concentrazioni medie di azoto tipiche dei canali (Santolini 2017).

Le possibilità applicative di questa tipologia di interventi sono numerose pertanto risulta difficile indicare costi di realizzazione indicativi, essendo questi influenzati dall'ampiezza e profondità degli allargamenti, dalla necessità o meno di demolire opere idrauliche preesistenti, dall'intensità di rivegetazione delle aree golenali, dalla necessità di adottare interventi complementari quali il rifacimento degli attraversamenti o la realizzazione di opere di stabilizzazione spondale. In condizioni tipiche, tralasciando tutti gli interventi complementari, le lavorazioni necessarie per la realizzazione di ampliamenti di tipo naturaliforme dei canali sono normalmente previste dai vari prezziari ufficiali. In generale, si possono prevedere le seguenti fasi lavorative:

- **scavi a sezione larga obbligata** per la realizzazione dell'allargamento vero e proprio e successivo trasporto a nuova destinazione delle terre risultanti;
- scotico del piano campagna e successiva distribuzione sulle superfici di progetto del terreno organico risultante, a eccezione del caso di approfondimenti limitati rispetto al piano campagna per i quali queste operazioni possono essere evitate;
- eventuali opere di ingegneria naturalistica per stabilizzare le porzioni di sponda su cui le sollecitazioni di carattere idrodinamico e geotecnico eccedono la capacità di resistenza della sponda allo stato naturale;
- **fornitura e messa a dimora delle specie vegetali**. Per la componente arborea e arbustiva sono possibili diverse opzioni in relazione alla dimensione del materiale da mettere a dimora; in generale, è da preferire l'uso di semenzali di uno o due anni di età che hanno un costo minore, forniscono maggiori garanzie di attecchimento e possono essere posizionati più ravvicinati tra loro, favorendo così il successivo sviluppo di formazioni dalla struttura più naturaliforme grazie alla competizione e selezione che si instaura tra individui tra loro molto prossimi; in ambito urbano o laddove vi sia necessità di ricreare in tempi brevi una maggiore qualità paesaggistica, si può optare per la messa a dimora di individui di maggiori dimensioni (pronto effetto), che però sono più costosi rispetto ai semenzali e richiedono maggiori interventi di manutenzione post impianto per assicurarne l'attecchimento.

I lavori di scavo possono incidere fino a circa il 45-50% sul totale, l'allontanamento delle terre fino al sito finale di destinazione fino a circa il 35-40% (trasporto fino a 10 km di distanza), mentre l'equipaggiamento a verde con piantine forestali per il 10-15% (Monaci a cura di, 2009).

Per l'area di studio a titolo esemplificativo sono state estrapolate alcune voci di costo relative alle azioni sopradescritte dall'*elenco regionale dei prezzi per lavori e servizi di difesa del suolo, della costa e bonifica indagini geognostiche, rilievi topografici e sicurezza* della Regione Emilia Romagna (RER, 2017).

Tipologia di intervento	Specifiche voce di costo	Prezzo	Unità di misura	Codice prezziario
scavi sezione larga obbligata	scavi fino alla profondità di 1,50 m dal piano di campagna	3,20	€/m ³	12.10.005
fornitura e messa a dimora delle specie vegetali	Semina di superfici o di sponde arginali 30 g/m ² senza preparazione delle superfici	0,20	€/m ²	51.05.005
fornitura e messa a dimora di piante	Fornitura e messa a dimora di piantine di specie arbustive ed arboree di età non superiore a 2 anni a radice nuda	5	€/cad	51.15.005

Tab. 51. Voci di costo relative ad alcuni interventi realizzabili per la Riqualficazione morfologica dei canali

Impianti di Fitodepurazione

Analogamente alla riqualficazione morfologica dei canali e alla creazione di aree invase dalle acque e dalla vegetazione, anche la realizzazione di impianti di fitodepurazione concorre all'obiettivo di minimizzare gli inquinanti dilavati dai terreni. In particolare questi impianti possono trattare diverse tipologie di acque di drenaggio (Tab. 52) e ad esempio per la componente agricola generalmente hanno la capacità di abbattere significative quantità di azoto totale e fosforo (90% e 70% rispettivamente) (Tab. 52) (Veneto agricoltura, 2014).

		Refluo	BOD ₅	COD	N _{tot}	PTot	SST	E. coli
Trattamento secondario								
Dicomano (FI)	Urbano		86%	89%	62%	35%	92%	99,9%
Collina (RE)	Domestico		97%	91%	–	41%	90%	99%
Val Genova (TN)	Turistico		–	97%	99%	99%	–	99%
Santa Vittoria (PC)	Industriale caseificio		99%	97%	63%	72%	94%	–
S. Lucia (RE)	Industriale sala mungitura		94%	91%	48%	64%	91%	99,7%
Cecchi (PI)	Industriale cantina		98%	97%	82%	50%	89%	–
Trattamento terziario di finissaggio								
Jesi (AN)	Urbano		10%		30%	0%	76%	–
S. Michele Garzala (CT)	Urbano		58%	63%	45%	27%	80%	–

Tab. 52. % medie di abbattimento di inquinanti con impianti di fitodepurazione per alcune tipologie di refluo: urbano, domestico, turistico, industriale misurati in impianti realizzati in Italia (Romagnoli, 2016)

Annata agraria	N Tot. (kg ha ⁻¹)			NO ₃ -N (kg ha ⁻¹)			P Tot. (kg ha ⁻¹)		
	IN (mg L ⁻¹)	OUT (mg L ⁻¹)	Rimozione (g m ² d ⁻¹)	IN (mg L ⁻¹)	OUT (mg L ⁻¹)	Rimozione (g m ² d ⁻¹)	IN (mg L ⁻¹)	OUT (mg L ⁻¹)	Rimozione (g m ² d ⁻¹)
2008-2009	155,52	12,82	91,8	84,15	3,42	95,9	4,57	0,31	93,2
2009-2010	377,09	52,66	86,0	434,62	79,87	81,6	6,82	3,00	56,0
Media	266,31	32,74	87,7	259,39	41,65	83,9	5,70	1,66	70,9

Tab. 53. % di abbattimento di azoto totale e nitrico e fosforo totale calcolati per un impianto di fitodepurazione a flusso superficiale sperimentale (Veneto agricoltura 2014)

Per quanto riguarda i costi da sostenere per queste azioni è possibile per gli impianti di fitodepurazione paragonare i costi di realizzazione rispetto al confronto dei quantitativi di depurazione in termini di abitanti equivalenti tra tipologie di impianti di fitodepurazione a flusso verticale (VF) o orizzontale (HF) e gli impianti a fanghi attivi, considerando inoltre i minori costi in termini di gestione ordinaria e straordinaria dei primi (Tabb 54 e 55). Inoltre tali sistemi possono essere impiegati sia come trattamenti secondari, sia come trattamenti terziari a valle di impianti di depurazione convenzionali.

Tipologia di Costi	Fanghi attivi	Fitodepurazione
1) Costi d'impianto		
- Acquisto aree	sì	sì
- Realizzazione	sì	sì
- Avvio impianto	sì	sì
2) Costi di gestione ordinaria		
- Manutenzione tecnica e programmata delle componenti edili	sì	No
- Smaltimento dei fanghi di supero	sì	No
- Manutenzione dell'area verde	sì	sì
- Analisi di laboratorio dei principali parametri di inquinamento	sì	sì
- Manutenzione tecnica e programmata delle componenti elettromeccaniche	sì	Minima eventuale
- Smaltimento dei fanghi primari	Eventuale	sì
- Consumo di energia elettrica	sì	Minima eventuale
- Controllo delle erbe infestanti nel processo depurativo	No	sì
- Sfalcio delle macrofite	No	sì
3) Costi di gestione straordinaria		
- Rigenerazione del substrato di riempimento alla perdita della funzionalità	No	sì
- Sostituzione delle componenti elettromeccaniche	sì	Minima eventuale
- Pulizia delle componenti soggette ad intasamento	sì	sì

Tab. 54. Confronto tra voci di costo di gestione e di manutenzione tra impianti a fanghi attivi e impianti di fitodepurazione (da Romagnoli, 2002)

	50 a.e.	100 a.e.	250 a.e.	500 a.e.	1000 a.e.	2000 a.e.
tipologia						
Fanghi attivi	273.72	179.31	120.51	106.73	81.47	80.05
Fitodepurazione HF	260.05	234.05	203.78	183.26	164.93	148.44
Fitodepurazione VF	299.55	201.42	140.48	107.42	98.38	79.53

Confronto tra i **costi di costruzione** per diverse tipologie impiantistiche e diverse dimensioni (a.e.= abitante equivalente) espresse in euro/m² (Ceccon et al., 1999)

	50 a.e.	100 a.e.	250 a.e.	500 a.e.	1000 a.e.	2000 a.e.
tipologia						
Fanghi attivi	76.95	43.83	26.98	16.84	13.58	11.53
Fitodepurazione HF	22.31	12.24	5.76	3.32	1.98	1.21
Fitodepurazione VF	30.21	17.66	9.18	4.91	3.56	2.78

Confronto tra i **costi di gestione** per diverse tipologie impiantistiche e diverse dimensioni (ae= abitante equivalente) espresse in euro/m²/anno (Ceccon et al., 1999)

Tab. 55. Confronto tra costi di gestione e di costruzione tra impianti a fanghi attivi e impianti di fitodepurazione (da Romagnoli, 2002).

7.2. Settore Agricolo: Prelievi idrici

Negli ultimi 25 anni, la rete di monitoraggio Arpaè ha registrato, in tutte le stagioni, significativi aumenti di temperatura rispetto al trentennio di riferimento 1961-1990, con incrementi superiori a 1 grado. Per quanto riguarda le precipitazioni, a una modesta riduzione del dato annuale si accompagna un notevole cambiamento dei regimi di pioggia nel corso dell'anno con prolungati periodi siccitosi nella stagione estiva e aumento della frequenza e dell'intensità delle precipitazioni intense. Questi cambiamenti incidono fortemente sul bilancio idrologico con un consistente incremento dell'evapotraspirazione, in particolare nel periodo estivo. Tutto ciò si traduce in un incremento dei fabbisogni irrigui delle colture a fronte di una ridotta disponibilità della risorsa idrica quando ve n'è maggiormente bisogno.

Il Programma di sviluppo rurale (Psr) 2014-2020 individua per questo una specifica Focus Area, la P5A, che ha come obiettivo quello di rendere più efficiente l'uso dell'acqua nell'agricoltura attraverso l'attivazione di una serie di operazioni tra cui:

- massimizzare la ritenzione idrica attraverso una buona gestione del suolo che preveda alto contenuto di sostanza organica mediante tecniche di agricoltura conservativa quali ad esempio la pacciamatura, la riduzione del compattamento del suolo, etc.

- migliorare l'efficienza dell'uso dell'acqua attraverso la programmazione irrigua che fornisca acqua in quantità e nei tempi necessari.

Ulteriore opzione potrebbe essere rappresentata dalla sostituzione tra colture irrigue (ortive, fruttiferi, seminativi irrigui) in colture non irrigue. Nel territorio della conoide la porzione classificata come Seminativi in aree non irrigue rappresenta solo l'1% del totale dei seminativi (Carta di uso del suolo, 2008).

La regione Emilia Romagna ha pubblicato una delibera 5 SETTEMBRE 2016, N. 1415 Definizione dei fabbisogni irrigui per coltura, ai sensi del D.M. 31 luglio 2015 "Approvazione delle linee guida per la regolamentazione da parte delle Regioni delle modalità di quantificazione dei volumi idrici ad uso irriguo" in cui vengono presentati dati relativi ai fabbisogni irrigui delle diverse colture e delle colture non irrigue per le province dal 2003 al 2014 (Tab. 56). Per la provincia di Rimini e per le colture presenti sulla base dei dati ISTAT del 6° Censimento Generale dell'agricoltura i valori si riferiscono alla Tab. 56.

Fabbisogni irrigui med. al 75esimo percentile mc/ettaro									
Colture differenziate	Piacenza	Parma	Reggio Emilia	Modena	Bologna	Ferrara	Ravenna	Ferr-Cesena	Rimini
Actinidia	5100	5100	5000	5000	5200	5100	5100	4600	4200
Bietola e Barbabietola da zucchero	1900	1800	1800	1850	1800	1850	1500	1750	1700
Cipolla	2850	2850	2950	2900	2800	2800	2800	2600	2550
Cocomero	2500	2500	2500	2600	2600	2600	2600	2600	2500
Fosaggio irriguo (s.c. Erba Medica)	2600	2400	2550	2750	2650	2700	2700	2250	2900
Orticola irrigua a ciclo breve ex. Fagelino)	1500	1500	1500	1550	1500	1450	1450	1300	1750
Orticola a ciclo lungo	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000	3000
Fragola	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
Mela	3100	3000	3000	3100	3000	3000	3000	2700	2500
Melo	4700	4650	4700	4700	4750	4750	4700	4700	4250
Melone	2000	2000	2050	2050	1900	2000	2000	1950	1900
Patata	1900	1900	1950	1900	1850	1950	1950	1850	1800
Pera	3800	3800	3900	3900	3900	3750	3900	3000	3000
Drupacee	2400	2200	2500	2500	2400	2350	2300	2350	2050
Pomodoro	2650	2600	2600	2600	2550	2500	2550	2400	2250
Prato stabile	4500	4400	4500	4500	4300	4400	4350	4300	4050
Seta	2000	1900	1900	2000	1900	2000	1950	1900	1800
Vite	1950	1800	2000	2050	1900	1900	2000	2000	1850
colture non irrigue che possono necessitare di irrigazioni di soccorso in presenza di scarsi di precipitazioni	800	800	800	800	800	800	800	800	800

Tab.56. Fabbisogni irrigui nel periodo 2003-2014 per gruppi colturali in Emilia Romagna

Il costo di questa azione corrisponderebbe alla perdita di reddito annuale che si verifica nei terreni convertiti a produzioni non irrigue mediante la differenza tra le medie ponderate del reddito lordo delle colture irrigue e delle colture non irrigue (dalla Rete Informativa Contabile Agricola) considerando anche il risparmio in termini di quantitativi idrici.

7.3. Settore Civile: Prelievi idrici e Inquinanti

Prelevi Idrici

A fronte dell'ipotesi di sviluppare azioni di risparmio idrico rivolte alla cittadinanza queste comporterebbero un risparmio idrico valutato in 0.38 €/mc (fonte RER e ARPA, 2015) considerando un risparmio individuale di circa 10 litri/giorno (valutazione ARPA) e considerando gli abitanti dell'area della conoide pari a 172.447 si genererebbero risparmi pari a 630.000 mc/anno con un risparmio economico pari a **€ 239.400**.

La riduzione dei consumi può essere perseguibile fornendo agli utenti contributi per l'acquisto di un kit per il risparmio idrico includendo ad esempio piccoli strumenti installabili nelle abitazioni dagli utenti stessi (es. frangigettili per rubinetti), sia la prestazione di specialisti convenzionati per la messa in atto di misure più avanzate (es. riparazioni di piccole perdite della rete domestica) (fonte RER e ARPA, 2015).

Ipotizzando il costo di un kit per il risparmio idrico costituito da 3 riduttori di flusso per i rubinetti e 1 riduttore di flusso per la doccia pari a € 9 (www.ipersolar.it) e considerando un prezzo all'ingrosso ridotto di circa il 60% (€ 4) e il numero totale di famiglie presenti nell'area della conoide (Tab. 57) ricavato dai dati del

censimento della popolazione (ISTAT, 2011) e riproporzionate per le % di territorio dei comuni appartenenti alla conoide come descritto in Tab. 8 si ottiene una spesa pari a € **146.616**.

		n. di nuclei familiari (ISTAT, 2011)	n. di nuclei familiari sulla base dell'estensione del territorio comunale in conoide
San Mauro Pascoli		3.140	2.669
Bellaria-Igea Marina		5.337	5.177
Santarcangelo di Romagna		6.100	3.599
Poggio Berni		990	376
Rimini		39.527	21.740
Torriana		440	238
Verucchio		2.855	2.855
TOTALE		58.389	36.654

Tab. 57 Numero di famiglie associabili all'area della conoide

Aree buffer lungo le strade

Le acque che derivano dal dilavamento delle superfici stradali contengono degli inquinanti che possono compromettere l'ambiente per cui dovrebbero essere depurate prima della loro immissione nei ricettori principali.

Le acque di dilavamento stradale possono essere trattate attraverso diversi sistemi tra cui i canali inerbiti, piccoli bacini di ritenzione lungo le strade (Fig.7) o sistemi di fitodepurazione.

In particolare i canali inerbiti sono canali rivestiti da erba o piante resistenti all'erosione, costruiti per far defluire le acque di pioggia provenienti dalle superfici impermeabili in maniera regolare, sfruttando la capacità della vegetazione di ridurre le velocità di flusso. Non vengono di norma progettati per controllare i picchi di portata che invece possono essere controllati ad esempio da sistemi come i piccoli invasi. In ogni caso in questi sistemi la vegetazione permette di abbattere quantitativi di metalli pesanti e altri inquinanti di natura organica (Tab. 58).

Tipo di essenza	Cd [kg/ha]	Cr [kg/ha]	Cu [kg/ha]	Fe [kg/ha]	Mn [kg/ha]	Ni [kg/ha]	Pb [kg/ha]	Zn [kg/ha]	P [kg/ha]	N [kg/ha]
Typha Agustifolia		0,008	0,008	15,80	11,22	0,027		0,629	90	230
Typha Latifolia		0,01	0,36		13,66			0,8	30	180
Giunchi canne										
Phragmittee comunis	0,003	0,026	0,188	41,2	7,44	0,068		1,658	40	800
Juncus roemerianus									20	1200
Erbe										
Phararis arudinacee							0,25		43	430
Spertina altemiflora				5,8					6	1200
Spertina e Phararis	0,0004						0,0086			
Altre specie										
Justica americana			0,55	24	2			4,2		
Baticomia pacifica	0,23		1				0,5	0,56		
Elcomia	0,14		13,44	30,2	20,2	0,33	0,44	2,68	297	20
Carex stricta		0,02	0,062	103,4	26,36	0,067		1,714	2	50
Selrpus lacustre		0,023	0,016	26,2	40,32	0,058		1,68	67	160

Tab. 58. Abbattimento di inquinanti da parte delle diverse specie vegetali (Provincia di Rimini Piano di Indirizzo per la gestione delle acque di prima pioggia, 2012).



Fig. 38. Canale inerbito realizzato in un parcheggio (sopra) e piccolo bacino di ritenzione realizzato in un giardino privato (sotto) (da Provincia di Rimini Piano di Indirizzo per la gestione delle acque di prima pioggia, 2012).

Vasche di prima pioggia

A valle dello scarico e prima del corpo idrico, ai fini del miglioramento della qualità delle acque, potrebbero essere inserite delle vasche di prima pioggia. In particolare nell'area di studio è stato realizzato dalla Provincia di Rimini il Piano di Indirizzo per la gestione delle acque di prima pioggia (2012) che stima, mediante simulazione, la distribuzione di frequenza della massa di COD sversata dagli scaricatori della rete fognaria nei corpi idrici nello stato iniziale senza invasi e successivamente con gli invasi ipotizzati al fine di verificare la potenzialità dei sistemi nell'abbattimento del COD presente nelle acque di prima pioggia.

Per i dettagli di questa azione si veda quanto descritto nel paragrafo 5.4.

La Regione Emilia Romagna e ARPA nel documento *Valutazione dei costi economico-sociali per il raggiungimento dell'obiettivo di stato buono dei corpi idrici ai fini dell'applicazione delle esenzioni* indica per la realizzazione di vasche di prima pioggia (scolmatori) un costo di 100 € per "AE depurato" valutato ai fini della costruzione di una vasca con dimensioni pari a 25 mc per ettaro di superficie impermeabile contribuente, secondo quanto riportato nel paragrafo 2.5.3 della D. Giunta Regionale n.1083/2010.

La stessa DGR indica inoltre un costo medio unitario delle opere civili per la realizzazione delle vasche di prima pioggia tra i 90 e i 130 €/m³ (valori desunti da un'analisi prezzi per unità di invaso) dove il valore minimo è indicativo per la realizzazione di grandi invasi in aree agricole e quello massimo è applicabile per interventi modesti.

8 CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Il territorio della conoide del Fiume Marecchia rappresenta un sistema chiave nel garantire l'approvvigionamento idrico per il territorio romagnolo. Le attività terziarie che sono evidenziate nella Tab. 59 possono riconoscersi all'interno degli usi della risorsa idrica di Tab. 6, e questo confronto ci fornisce una indicazione sull'importanza delle attività in relazione alla quantità d'acqua consumata ed alla qualità restituita. Inoltre, come interazione dobbiamo considerare gli oltre 800 km di strade di diverso tipo (Tab. 25) che insistono sulla conoide e che interferendo per circa 10.000 ha di territorio, producono una serie di impatti evidenziati in Tab. 24 e Fig.20.

Settori di attività economica (ATECO 2007)	Attivazioni	Cessazioni
2016/2015	Variazioni percentuali annuali	
Agricoltura, silvicoltura e pesca (sezione A)	6,2	8,7
Industria in senso stretto (sezioni B, C, D, E)	-11,4	-13,7
Costruzioni (sezione F)	-8,3	-4,3
Commercio, alberghi e ristoranti (sezioni G, I)	-0,7	-0,9
Altre attività dei servizi (sezioni H, J, K, L, M, N, O, P, Q, R, S, U)	-10,0	-7,0
Non classificato	-11,8	-12,8
Totale economia (a)	-4,6	-3,6

(a) Esclusa la sezione di attività economica

Tab. 59. Attivazioni, cessazioni dei rapporti di lavoro dipendente e saldo per attività economica (ateco 2007) in provincia di Rimini. Anni 2015-2016, valori assoluti e variazioni percentuali annuali (RER, 2017. Il mercato del lavoro a Rimini, Anno 2016, Rapporto annuale e aggiornamenti congiunturali al I trimestre 2017)

Gli effetti, reali e potenziali, di queste interazioni sull'ambiente sono in buona parte noti e sono stati descritti per la conoide: degrado dei suoli, maggior concentrazione degli inquinanti nei corsi d'acqua e minor disponibilità di acqua superficiale per gli altri *stakeholder*, compreso lo stesso ecosistema naturale che di fatto genera la risorsa. Queste alterazioni portano nel tempo a una progressiva perdita di funzioni (distrofia) dell'ecosistema che risulta non più in grado di esercitare le azioni proprie di autodepurazione e protezione del suolo, rendendo necessarie costose azioni di ripristino della funzionalità ecosistemica che determina parte dei costi ambientali qui quantificati.

Questa profonda alterazione della qualità e disponibilità di acqua è dipendente dall'energivorità di queste attività quasi esclusiva per l'acqua nel senso che senza una disponibilità minima l'attività va in crisi fino ad estinguersi (es. Turismo, Agricoltura). Di conseguenza, l'importanza ed il valore della risorsa, nonché il ruolo chiave per una serie di attività fondamentali per il benessere del territorio non solo costiero appena indicate, dovrebbe essere motivo sufficiente per sviluppare un investimento di tipo sistemico che possa garantire qualità e quantità della risorsa nonché la continuità dell'erogazione.

La Regione Emilia Romagna nel 2005 ha emanato una sua direttiva (Dgr 933/2005, modificata non sostanzialmente nel 2012) con la quale ha individuato una prima forma di indennizzo ambientale a favore della riproducibilità della risorsa idrica, attraverso un prelievo dalla tariffa del servizio idrico integrato di una quota da destinarsi a interventi in area montana che favoriscano la riproducibilità della risorsa (Maschietto e Belladonna, 2015). L'azione voluta dalla Regione oltre alla determinazione dei costi ambientali, avrebbe dovuto favorire l'individuazione di specifici interventi di salvaguardia in area montana ma anche in aree vallive e la conservazione della risorsa idrica. Di fatto gli importi destinati ai territori per gli interventi di cui

sopra, articolati per provincia e per le annualità 2014 e 2015 non sono certo importanti da rispondere in modo efficace alle esigenze del territorio.

E' necessario quindi visto il quadro ambientale e dei fattori di rischio dell'area della conoide, considerando il valore delle funzioni/servizi ecosistemici legati al ciclo dell'acqua nonché le attività legate al mantenimento della risorsa stessa, impostare un piano di azioni che partono dall'eliminazione dei delle fonti inquinanti puntuali fino ad una riorganizzazione aziendale in campo agronomico ambientale con l'obiettivo della salvaguardia della risorsa in quanto bene collettivo e fondamentale per le imprese.

Uno degli esempi più efficaci da questo punto di vista è il caso della Società della fonte dell'acqua minerale Vittel che risulta essere emblematico per lungimiranza imprenditoriale e sostenibilità del sistema messo in atto. La società ha stretto contratti di 30 anni con tutti gli agricoltori del bacino di captazione per ridurre l'utilizzo di fertilizzanti azotati e modificare le pratiche agricole. Con il cambio di gestione delle pratiche agronomiche si è raggiunta una riduzione dei nitrati in falda e la conversione al biologico da parte di numerosi agricoltori. Oggi sono stati convertiti al biologico 1.700 ettari di mais e ogni agricoltore riceve una compensazione di 200 euro/a/ha per i mancati redditi". Nei primi sette anni, Vittel ha speso circa 25 milioni di euro per salvaguardare l'area, e soprattutto la risorsa alla base del suo business e, nel nostro caso, sarebbe anche il benessere dei cittadini e degli utenti.

In questo modo, il concetto di Pagamento dei Servizi Ecosistemici e di SE sono strettamente legati al tema della capacità di rigenerazione delle funzioni del Capitale Naturale e della sua salvaguardia nonché di innesco di green job duraturo. Le attività che si sviluppano diventano a doppia valenza: produzione di prodotti di qualità e garanzia del mantenimento della qualità delle funzioni ecologiche garanzia della qualità dei prodotti, un vero processo di economia circolare che potrebbe avvalersi di un mercato unico e durevole: la città turistica costiera. Un esempio importante di governance del capitale Naturale.

In Italia l'attenzione per strumenti innovativi di politica ambientale sta crescendo. Lo dimostrano le novità introdotte all'interno del Collegato ambientale "Disposizioni in materia ambientale per promuovere misure di green economy e per il contenimento dell'uso eccessivo di risorse naturali" della Legge 28 dicembre 2015, n. 221. Gli articoli 67 e 70 del Collegato, in particolare, prevedono oltre all'adozione di sistemi di contabilità finalizzati alla rendicontazione del capitale naturale, che il Governo adotti senza nuovi o maggiori oneri per la finanza pubblica, uno o più decreti legislativi per l'introduzione di un sistema di pagamento dei servizi ecosistemici e ambientali (PSEA) in grado di remunerare una serie di servizi ecosistemici tra cui la fissazione del carbonio nelle foreste e dell'arboricoltura da legno di proprietà demaniale, collettiva e privata; la regimazione delle acque nei bacini montani, la salvaguardia della biodiversità e del paesaggio e l'utilizzo di beni demaniali e collettivi per produzioni energetiche.

Storicamente gli approcci utilizzati per mitigare tali situazioni hanno adottato principalmente due meccanismi basati per i quali i costi ambientali sono a carico di chi produce esternalità negative nel corso della propria attività produttiva; viene introdotto un secondo principio in base al quale chi produce esternalità ambientali positive, quindi mantiene ed incrementa SE, deve essere ricompensato e incentivato dal momento che genera benefici non solo per sé, ma per l'intera comunità. Questo secondo meccanismo rientra nei cosiddetti PES definiti da Wunder (2005) come "una transazione volontaria dove almeno un compratore ("buyer") acquista un ben definito servizio ambientale (o un uso della terra che promette di garantirlo), da almeno un fornitore ("seller") a condizione che il fornitore del servizio ne garantisca la fornitura" (Fig.38). Il PES quindi è uno strumento che migliora la fornitura di beni e servizi ecosistemici,

modificando i comportamenti individuali e collettivi che altrimenti porterebbero al degrado degli ecosistemi e all'eccessivo consumo delle risorse naturali. In sostanza il PES è un trasferimento di risorse tra diversi attori sociali (pubblici e privati) al fine di creare degli incentivi per far coincidere le decisioni individuali e collettive con l'interesse della società nella gestione del capitale naturale. A seconda del tipo di attori coinvolti si possono configurare diverse tipologie di PES.

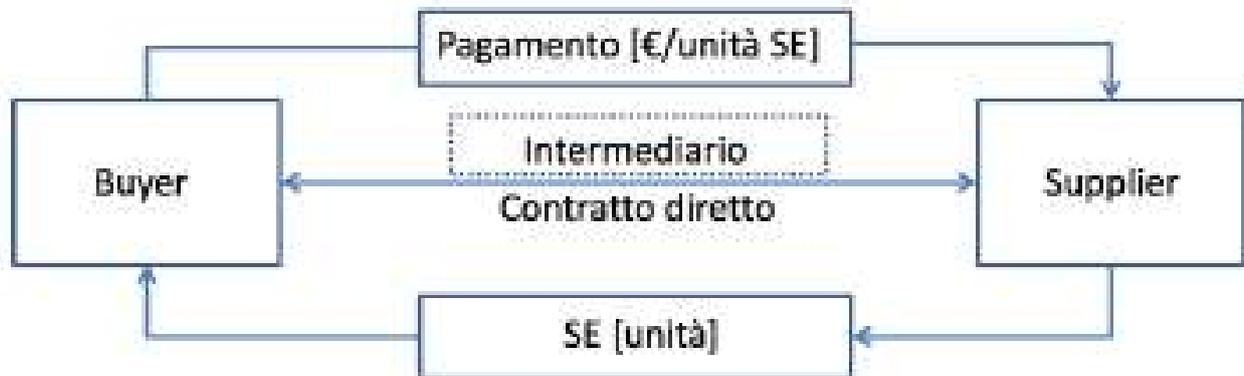


Fig. 39. Rappresentazione schematica di un PES. Fonte: www.lifemgn-serviziecosistemici.eu.

È necessario quindi cercare di legare le imprese alle necessità del territorio attraverso una serie di accordi che abbiano come obiettivo principale la riqualificazione e per certi versi la rigenerazione del sistema ecologico capace di produrre reddito (es. le imprese agricole sono in aumento), lavoro e benessere. Il quadro socio ambientale della conoide del Fiume Marecchia è sicuramente maturo per sviluppare forme di pagamento dei servizi ecosistemici, attraverso l'applicazione meccanismi di mercato finalizzati alla conservazione del capitale naturale.

9. BIBLIOGRAFIA

ARPAE, 2017. Atlante climatico dell'Emilia-Romagna 1961-2015. Gabriele Antolini, Valentina Pavan, Rodica Tomozeiu e Vittorio Marletto (a cura di) Edizione 2017.

ARPA 2006. Studio della conoide alluvionale del fiume Marecchia: analisi quali-quantitativa a supporto della corretta gestione della risorsa idrica. www.ambiente.regione.emilia-romagna.it/acque/informazioni/documenti.

ARPA. 2012-2015 La valutazione dello stato delle acque dolci superficiali fluviali dell'Emilia-Romagna. Report scaricabili dal sito www.arpae.it/report_ambientali (report anni vari).

ARPA, 2014. Capra A. (a cura di) CENTRO TEMATICO REGIONALE "TURISMO E AMBIENTE" - ARPA - SEZIONE PROVINCIALE DI RIMINI Bologna, 2 dicembre 2014.

ARPA, 2015 valutazione dello stato delle acque sotterranee 2010-2013. www.arpae.it/report_ambientali

ARPA, 2015. QUADRO CONOSCITIVO. CARICHI INQUINANTI PUNTUALI E DIFFUSI APPORTATI AI SUOLI E ALLE ACQUE SUPERFICIALI E SOTTERRANEE. All.1

Artina S., Maglionico M. 2003. Esperienze sperimentali per lo studio e il controllo delle acque di prima pioggia nella città di Bologna. Proceedings of Acque di Prima Pioggia: Esperienze sul Territorio e Normativa, Genova, Italy, 21 November 2003.

Autorità di Bacino del fiume Arno, 2010. Piano di Gestione Distretto Appennino Settentrionale, adottato il 24 febbraio 2010 (d.l.20 dicembre 2008, n.208, convertito in l.27 febbraio 2009, n.13, art.1, comma 3 bis). - Scheda di sintesi della Sub-Unità Marecchia Conca. 18 pp.

Autorità di Bacino Marecchia e Conca, 2012. Ricostruzione del bilancio idrico su base stagionale per il bacino del fiume Marecchia, a cura di Christian Morolli.

Baird C., Cann M., 2006. Chimica ambientale. Zanichelli.

Ball J.E., Jenks R., Ausborg D. 1998. An assessment of availability of pollutant constituents on road surfaces. The Science of the Total Environment, 209, 243-254.

Bannerman R., 1999. Storm water pollution source areas isolated in Marquette, Michigan. Watershed Protection Techniques. 3(1). Pp. 609-612.

Boyd, J. and Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63(2-3) 616-626.

Burkhard, B., F. Kroll, S. Nedkov, and F. Müller. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators 21:17–29. doi: [j.ecolind.2011.06.019](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019)

Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Müller F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. LANDSCAPE ONLINE 34:1-32 (2014), DOI [10.3097/LO.201434](https://doi.org/10.3097/LO.201434)

Casini L., Gellini S., Laghi P. & Pastorelli C., 2003. Paesaggi e Biodiversità in Provincia di Rimini. Provincia di Rimini, Assessorato Ambiente – Coordinamento Provinciale INFEA, pp.126

Cazorzi, F. e Mercì, A., 2008. Studio per lo sviluppo di nuovi criteri tecnici e normativi per il riordino del vincolo idrogeologico. Terzo Stralcio Funzionale. Relazione Conclusiva. Università di Udine Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali. Regione Friuli Venezia Giulia Direzione Centrale Risorse Agricole, Naturali e Forestali Servizio Gestione Forestale e Antincendio Boschivo.

Colucci D., 2017. Il dilavamento stradale e l'inquinamento ambientale. ENI scuola <http://www.eniscuola.net>

Comune di Rimini, 2010. Piano Strutturale Comunale. Quadro Conoscitivo Elaborato B. Relazione Sistema Ambientale e naturale. 122 pp.

Comune di Santarcangelo di Romagna, 2008. Piano Strutturale Comunale. Quadro conoscitivo preliminare sistema naturale e ambientale. 69 pp.

Comune di Verucchio, 2008. Piano Strutturale Comunale Adottato con delibera di C.C. n° 78 del 04/12/2008, e definitivamente approvato, a seguito di Intesa con la Provincia di Rimini, con deliberazione di C.C. n° 79 del 14/12/2010, esecutiva. Allegato 1. Progetti per la tutela, recupero e valorizzazione. 22 pp.

Costanza et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Science* 387, 253-260.

Costanza R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141, pp.350-352.

De Groot R., Wilson M., Boumans R., 2002. The Dynamics and Value of Ecosystem Services: Integrating Economic and Ecological Perspectives. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, Special Issue, 41 (2002), 393-408.

EEA (European Environment Agency), 2013. Assessment of cost recovery through pricing of water, Technical report No. 16/2013.

Fabiani C., Donati A., De Gironimo G., Bernabei S., Dell'osso D., Munafò M., Cecchi G. (2006). Strumenti per la valutazione degli impatti provocati dalle acque di prima pioggia nelle aree urbane. APAT (in <http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/statoambiente/ambiente-urbano-3-2006/appendice.pdf>).

Ferrari M.; Geneletti D., 2014. Mapping and assessing multiple ecosystem services in an alpine region: A study in Trentino, Italy in *ANNALI DI BOTANICA*, v. 4, p. 65-71

Forman R., Sperling D, Bissonette J., Clevenger A., Cutshall C., Dale V., Fahrig L., France R., Goldman C., Heanue K, Jones J., Swanson F., Turrentine T., Winter T., 2002. *Road Ecology Science and Solutions*. Pp. 504

Grillo N. G., Signoretti D., 2004. Acque di prima pioggia da insediamenti produttivi. *Serie Ambiente e Territorio*, Maggioli Editore, pp. 269.

Gumiero B., Boz B., Cornelio P. e Casella S. 2011. Shallow groundwater nitrogen and denitrification in a newly afforested, subirrigated riparian buffer, *Journal of Applied Ecology*, 48: 1135-1144.

Haines-Young, R. and Potschin, M., 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003 (Download at www.cices.eu or www.nottingham.ac.uk/cem)

Haines-Young, R. (2016): Report of Results of a Survey to Assess the Use of CICES, 2016. Support to EEA tasks under the EU MAES Process. Negotiated procedure No EEA/NSS/16/002.

Kaiser, G.; Burkhard, B.; Römer, H.; Sangkaew, S.; Graterol, R.; Haitook, T.; Sterr, H. & D. SakunaSchwartz 2013. Mapping tsunami impacts on land cover and related ecosystem service supply in Phang Nga, Thailand. *Natural Hazards and Earth. System Sciences* 13, 3095-3111.

Kandziora M.; Burkhard B. & F. Müller 2013. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators e a theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators* 28, 54–78

Kroll, F.; Müller, F.; Haase, D. & N. Fohrer 2012. Rural–urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy* 29, 521– 535.

ISPRA 2009: <http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003500/3585-rap93-09.pdf>

ISTAT 2016. Benessere Equo e Sostenibile. Streetlib, 180 pp. ISBN 978-88-458-1917-9

Istituto Superiore di Sanità. Linee guida per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei Water Safety Plans. A cura di Luca Lucentini, Laura

- Achene, Valentina Fuscoletti, Federica Nigro Di Gregorio e Paola Pettine 2014, xi, 89 p. Rapporti ISTISAN 14/20.
- LIFE+ Making Good Natura 2016 - Making public Good provision the core business of Natura 2000 - codice LIFE11 ENV/IT/000168
- Lucentini L, Achene L, Fuscoletti V, Nigro Di Gregorio F, Pettine P (Ed.). Linee guida per la valutazione e gestione del rischio nella filiera delle acque destinate al consumo umano secondo il modello dei Water Safety Plans. Roma: Istituto Superiore di Sanità; 2014. (Rapporti ISTISAN 14/21).
- JANZEN H.H., BEAUCHEMIN K.A., BRUINSMA Y., CAMPBELL C.A., DES JARDINS R.L., ELLERT B.H., SMITH E.G., 2003. The fate of nitrogen in agroecosystems: An illustration using Canadian Estimates. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 67: 85-102.
- MAES et al. 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publication office of EU, Luxemburg)
- Marletto V., Ventura F., Fontana G., Tomei F., 2007. Wheat growth simulation and yield prediction with seasonal forecasts and a numerical model. *Agricultural and Forest Meteorology* 147(1-2):71-79
- Millennium Ecosystem Assessment, MEA, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Morri E., Pruscini F., Scolozzi R., Santolini R., 2014. A forest ecosystem services evaluation at the river basin scale: Supply and demand between coastal areas and upstream lands (Italy). *Ecological Indicators* 37: 210–219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.016>.
- Nedkov, S., B. Burkhard 2012. Flood regulating ecosystem services - Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators* 21: 67-79.
- OECD Organisation for Economic Development and Cooperation. 2008. Strategic environmental assessment and eco-system services [Internet]. Advisory notes. Available from: www.seataskteam.net/guidance.php
- Papiri S., Todeschini S. (2005). Qualità e controllo delle acque di dilavamento di infrastrutture viarie. Atti della Giornata di Studio Acque di Prima Pioggia: Insediamenti Produttivi e Infrastrutture, Genova (Italia), 26 novembre 2004, pp. 109-137 , ISBN: 88-900282-5-4, Editore CSDU, Milano, Italia.
- Parris K., 1998. Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective. *Environmental Pollution*, 102: 219-225.
- Piña-Ochoa E., Álvarez-Cobelas M., 2006. Denitrification in aquatic environments: a cross-system analysis. *Biogeochemistry*, 81: 111-130.
- Provincia di Rimini. 2012. Documento di Piano di Indirizzo per la gestione delle acque di prima pioggia. <http://www.ambiente.provincia.rimini.it>
- Racchetti E., Bartoli M., Soana E., Longhi D., Christian R., Pinaridi M., Viaroli P., 2011. Influence of hydrological connectivity of riverine wetlands on nitrogen removal via denitrification. *Biogeochemistry*, 103:335–354
- Regione Emilia Romagna, 2005. Piano di tutela delle acque. Approvato in via definitiva con Delibera n. 40 dell'Assemblea legislativa il 21 dicembre 2005.
- Regione Emilia Romagna, 2005. Indici puntuali di possibilità pluviometrica. In: (a cura di L. Del Maschio - G. Gozza - D. Piacentini - S. Pignone - M. Pizziolo) Valutazione del rischio da frana nell'Appennino emiliano-romagnolo Report 01. Servizio Geologico Sismico e dei Suoli - Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp35
- Sansalone J.J., Calomino F., Singh V., Zheng T. 2002. In situ storm water eco-treatment and recharge through Infiltration: quality and quantity attenuation. Proceedings of 2nd International Conference New Trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life: Eco-compatible Solutions for Aquatic Environments, Capri, Italy, 24-28 June 2002.

- Santolini R., 2017. Valutazione delle esternalità positive/servizi ecosistemici prodotti da reti irrigue. Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali, CREA. ROMA pp5 (documento interno)
- Santolini R., Morri E. and D'Ambrogi S., 2016. Connectivity and Ecosystem Services in the Alps. In: C: Walzer (ed.) ALPINE NATURE 2030– Concepts for the next generation From Protected Areas to an ecological continuum. German Federal Ministry for the Environment, Munchen
- Santolini R., Morri E., 2004. Valorizzazione delle risorse ambientali del fiume Marecchia-studio di fattibilità in attuazione del progetto denominato “Maricla” del gruppo ambiente e territorio 1Forum agenda 21 della Provincia di Rimini.
- Santolini R., Morri E., Pasini G., Giovagnoli G., Morolli C., Salmoiraghi G., 2015. Assessing the quality of riparian areas: the case of River Ecosystem Quality Index applied to the Marecchia river (Italy). The International Journal of River Basin Management 13; pp. 1-16
- Scolozzi R., 2012. Report - Tra Uomo e Ambiente: i servizi ecosistemici nel Parco Naturale Adamello Brenta
- Scolozzi, R., E. Morri, and R. Santolini. 2012. Delphi-based change assessment in ecosystem service values to support strategic spatial planning in Italian landscapes. Ecological Indicators 21:134–144. doi: 10.1016/j.ecolind.2011.07.019.
- Silvestri P. 2017. Turismo 2030: il sistema Rimini nella competizione globale. Ed. il Ponte, Rimini. Pp 120
- Soana E, Longhi D, Racchetti E, Pinardi M, Laini A, Bolpagni R, Castaldelli G, Bartoli M, Fano EA, Viaroli P (2013). Small services over large areas: the need for new paradigms for the secondary hydrographic network, XXIII SitE Conference, Ancona 16-18 Settembre 2013
- Schirpke, U., Scolozzi, R., De Marco, C. (2015) Applicazione del modello dimostrativo di valutazione qualitativa e quantitativa dei servizi ecosistemici nei siti pilota. Parte 1: Quantificazione dei servizi ecosistemici. Report del progetto Making Good Natura (LIFE+11 ENV/IT/000168), EURAC research, Bolzano, p. 116.
- TEEB, 2010. The Economic of Ecosystems and Biodiversity: the ecological and economic foundations
- Toni G., Zaghini M., 1988 - Idrogeologia e geotecnica del conoide del F. Marecchia (FO). Camera di Commercio, Industria, Artigianato e Agricoltura, Forlì, pp 31.
- Tosi G. 2000. Le acque sotterranee: qualità e prelievi. Atti del seminario: Le problematiche ambientali nel bacino del fiume Marecchia. Provincia di Rimini, Arpa Sez. Provinciale di Rimini.
- Vaze J., Chiew F.H.S. 2002. Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. Urban Water, 4, 379-389.
- Vihervaara, P.; Kumpula, T.; Ruokolainen, A.; Tanskanen, A. & B. Burkhard 2012. Using detailed biotope data for Ecosystem service assessment in Natural protection areas. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 8 (1-2). 169-185.
- Vihervaara, P.; Kumpula, T.; Tanskanen, A. & B. Burkhard 2010. Ecosystem services – A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. Ecological Complexity 7/3: 410-420
- Wallace, K., 2008. Ecosystem services: Multiple classifications or confusion? Biological Conservation, 141, 353-354.