

Servizi ecosistemici dell'ambiente fluviale: una proposta di valutazione

Siligardi Maurizio^{1*}, Zanetti Marco², Macor Arianna³

¹ *Libero Professionista. Via Solteri, 43/3 – 38121 Trento*

² *Bioprogramm sc, via Gen. Carlo Alberto Dalla Chiesa, 1a – 31024 Ormelle (TV)*

³ *ARPA FVG, SOS Qualità acque interne, via Colugna, 42 – 33100 Udine*

* *Referente per la corrispondenza: m.siligardi@gmail.com*

Pervenuto il 25.12.2020; accettato il 20.3.2020

Riassunto

La stima economica del danno ambientale sui corsi d'acqua è una necessità che spesso ricorre nell'ambito dei procedimenti di valutazione delle opere che modificano la funzionalità fluviale. Non essendo facilmente reperibili strumenti adatti ed efficienti per tale stima, nel presente lavoro vengono suggeriti metodi oggettivi, derivanti dai costrutti dei Servizi Ecosistemici. Sostanzialmente, si discutono e si illustrano i possibili metodi in grado di sfruttare i principi di ecologia, matematica, statistica, ingegneria (exergia) ed economia (Valore Attuale Netto). Pur contenendo un approccio preliminare al problema, il lavoro, suscettibile di modifiche e valutazioni dell'efficacia dei metodi proposti, viene presentato come un "apripista" per stimolare la riflessione sulla necessità e la possibilità di stimare e monetizzare i servizi offerti dall'ambiente, anche in relazione alle procedure di indennizzo.

PAROLE CHIAVE: funzionalità fluviale / servizi ecosistemici / costo ambientale / exergia

Ecosystem Services of stream environment: an evaluation proposal

The economic evaluation of environmental damage on rivers is a need that often occurs in the context of the assessment procedures for works that modify river functionality. Since suitable and efficient tools for such estimation are not easily available, in this work objective methods are suggested, deriving from the Ecosystem Services meanings. Basically, the possible methods capable to exploit the principles of ecology, mathematics, statistics, engineering (exergy) and economics (Net Present Value) are discussed and illustrated. While containing a preliminary approach to the problem, the work, subject to modifications and evaluations of the effectiveness of the proposed methods, is presented as a "forerunner" to stimulate reflection on the need and the possibility to estimate and monetize the Services offered by the environment, also in relation to indemnity procedures.

KEY WORDS: river functionality / ecosystem service / environmental cost / exergy

1. INTRODUZIONE

La tutela della funzionalità di un corso d'acqua dagli impatti determinati da attività che dall'acqua traggono profitto (idroelettrico, industrie, agricoltura, turismo, ecc.) è un argomento che da anni coinvolge le istituzioni e la sensibilità della società civile.

Con la crescita della domanda di energia da fonti rinnovabili sono proliferate le richieste e realizzazioni di sfruttamento idrico la cui valutazione è spesso difficile, mancando dal punto di vista ecologico strumenti consolidati per misurare l'eventuale danno ambientale o la perdita di funzionalità. Gli stessi metodi proposti

dalla Direttiva 2000/60/CE (WFD) non sono in grado di esercitare tale funzione in quanto concepiti per attuare il monitoraggio ed evidenziare lo stato ecologico delle acque, ma non la perdita di valore intrinseco, ecologico, ambientale e funzionale dovuto alle alterazioni. La valutazione dell'entità di ogni impatto ha bisogno di uno strumento appropriato; in questo caso, purtroppo, l'applicazione degli Elementi di Qualità Biologica non soddisfa la necessità di una corretta analisi delle "perdite ecologiche e naturali" eventualmente verificatesi. Infatti gli indici ufficiali sono stati intercalibrati per verificare

la *qualità* dell'ambiente acquatico come risposta agli impatti, ma sicuramente non sono adeguati a valutare la perdita di *funzionalità* conseguente, ad esempio, a una sottrazione idrica. È noto agli operatori del settore che, in un corso d'acqua privato di buona parte della portata, la qualità ecologica misurata con gli indici previsti dalla normativa spesso non cambia (anzi, talora può anche migliorare) mentre la sua funzionalità (misurata, ad esempio, come capacità depurante) subisce una riduzione.

Appare evidente che occorre una metodologia diversa per valutare il bilancio costi/benefici ambientali per limitare eventuali danni e stress, soprattutto del reticolo fluviale minore che funge da *caveau* ecologico poiché, grazie al trasporto operato dalla corrente, può contribuire al ripristino da stress delle comunità bentoniche dei tratti a valle (rifornimento di organismi e di sostanza organica).

In questo caso non si tratta solo di natura e struttura dei metodi, ma della necessità di una metodologia (intesa come impiego coerente e rigoroso di un determinato metodo) atta a verificare alcuni fondamenti ecologici e, se necessario, di elaborare nuovi paradigmi che possano fornire una stima delle conseguenze ecologiche provocate da eventi naturali o dall'opera dell'uomo.

Una metodologia, composta da specifici indici, che si basi sulla stima della funzionalità fluviale, più che della qualità, e soprattutto che sia in grado di quantificare in termini monetari la perdita di funzioni ecologiche, in modo da renderla confrontabile con le argomentazioni dei portatori di interesse economici e fornire al decisore pubblico uno strumento di valutazione della convenienza dell'intervento.

Un approccio possibile per coniugare queste esigenze è la quantificazione dei servizi ecosistemici di un fiume come elemento di valutazione delle perdite di funzionalità ecosistemica. La problematica della tutela della funzionalità dei corsi d'acqua a seguito di eventi naturali o di impatti generati dalle attività antropiche è una tematica storicamente riconosciuta, che presenta però alcuni aspetti emergenti. D'altronde, la comprensione degli ecosistemi e della loro funzionalità come benefici per la società umana, può completarsi in una prospettiva più ampia, che coniughi i temi della gestione e tutela ambientale con gli aspetti di conservazione e sviluppo. Il presente lavoro indica possibili strategie, sicuramente non esaustive, in grado di valutare e stimare economicamente i danni di un impatto.

2. I SERVIZI ECOSISTEMICI

I servizi ecosistemici (a seguire S.E.) sono, secondo la definizione data dal Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005), "*i benefici multipli forniti dagli ecosistemi al genere umano*". Possono essere distinti in quattro grandi categorie (Brauman *et al.*, 2007):

- supporto alla vita (come ciclo dei nutrienti, formazione del suolo e produzione primaria);
- approvvigionamento (come la produzione di cibo, acqua potabile, materiali o combustibile);
- regolazione (come regolazione del clima e delle maree, depurazione dell'acqua, impollinazione e controllo delle infestazioni);
- valori culturali (fra cui quelli estetici, spirituali, educativi e ricreativi).

Essi sono quindi i processi attraverso i quali l'ambiente produce beni e servizi che sostengono anche l'esistenza umana e che spesso risultano troppo familiari e scontati, come per esempio l'acqua pulita, il legname, l'habitat per la pesca, l'impollinazione di piante autoctone e d'interesse agrario.

I suggerimenti di Brauman si riferiscono ad ogni tipo di ambiente, quindi anche agli ambienti acquatici. Nello specifico i corsi d'acqua sono tra gli ambienti naturali maggiormente sfruttati in tutte le loro componenti: basti pensare come da secoli sono utilizzati per soddisfare le esigenze dell'uomo e le sue attività, attraverso interventi di risagomatura degli alvei, regolazione dei deflussi, sbarramenti con dighe e traverse, deviazione o sottrazione delle acque, asportazione di inertici, scarichi industriali e civili e altro. Tutte queste attività (*Direct Drivers*) hanno prodotto e producono impatti che mettono a rischio molteplici S.E., come riassunto nella tabella I.

3. VALUTAZIONE DEI S.E.

La valutazione dei S.E. è un processo di rilevante interesse ma caratterizzato da un'elevata complessità, dovuta principalmente all'integrazione di competenze scientifiche multidisciplinari necessarie per effettuare le specifiche valutazioni per ogni servizio fornito. Mentre per la valutazione di alcuni S.E. la metodologia è piuttosto consolidata, per altri si stanno sperimentando diverse modalità di valutazione (Assennato *et al.*, 2018).

Per quanto riguarda gli ecosistemi fluviali, sebbene alcuni settori della società abbiano compreso l'importanza di gestire i fiumi tenendo in considerazione anche gli aspetti sociologici ed economici, esiste uno scontro culturale che spesso si acuisce durante le fasi di quantificazione del bene (Di Paulo *et al.*, 2005).

Negli ultimi anni la sensibilità sociale verso gli ambienti acquatici è notevolmente accresciuta, tanto da favorire processi di riquilibrificazione e conservazione degli ecosistemi fluviali in diversi contesti ambientali e culturali, con l'attivazione dei Contratti di Fiume. In tale contesto la convinzione che si possa porre un valore ai processi ecologici dell'ecosistema fiume giustifica la considerazione dei benefici forniti come S.E.

Una difficoltà che ancora si incontra nella valutazione dei S.E. di un fiume è la mancanza di strumenti adeguati e riconosciuti per la loro quantificazione in denaro e ciò

comporta notevoli problemi di accettazione della stima che ne consegue.

La sfida da affrontare è che la natura complessa dei sistemi fluviali rende difficile separare le singole funzioni di un ecosistema e ancor di più stimarle.

In termini generali, un modello di valutazione diretta e indiretta dei S.E. può essere sintetizzato nello schema

a blocchi della figura 1 (OECD, 2006).

Tale schema di trasferimento dei benefit parte dal presupposto di poter generare un costo sulla base del valore di mercato reale o ipotetico e considera gli elementi in modo riassuntivo e comprensivo delle dinamiche espresse dall'OECD.

Diversificando le stime possibili, effettuabili all'in-

Tab. I. Attività umane e relazione con i servizi ecosistemici fluviali (Postel e Richter, 2003).

Attività umana (Direct Drivers)	Impatto sull'ecosistema	Servizi a rischio
Costruzione di dighe	Alterazione dei tempi di deflusso, delle portate, temperatura dell'acqua, trasporto dei sedimenti e svassi, risalita del pesce	Habitat per le specie native, pesca sportiva e commerciale, <i>spiralling</i> dei nutrienti, ricarica acquiferi.
Argini rialzati	Interruzione della connessione tra fiume e territorio circostante	Habitat naturali, pesca sportiva e commerciale, controllo naturale delle esondazioni, fertilità dei suoli alluvionali
Diversioni	Riduzioni e distrazioni della portata	Habitat naturali, pesca sportiva e commerciale, attività ricreative, diluizione inquinanti
Eliminazione zone umide perifluviali	Riduzione degli habitat acquatici	Controllo esondazione naturale, habitat per pesci e animali acquatici, attività ricreativa, autodepurazione
Rilascio inquinanti	Diminuzione della qualità ambientale	Resilienza, habitat, pesca sportiva
Deforestazione/uso del suolo	Alterazione del <i>runoff</i> , inibizione ricarica delle falde, ostruzione interstizi con sedimenti fini	Quantità e qualità dell'approvvigionamento idrico (<i>water supply</i>), habitat specie acquatiche, controllo esondazioni
Produzione agricola intensiva	Impoverimento popolazioni acquatiche	Pesca sportiva e commerciale, animali acquatici
Introduzione specie esotiche o aliene	Scomparsa specie autoctone, alterazione produzione primaria e ciclo dei nutrienti	Habitat, pesca, attività ricreative e qualità dell'acqua
Cambiamento climatico	Alterazione del <i>runoff</i> e dell'intensità e frequenza delle precipitazioni indotte dal riscaldamento climatico	<i>Water supply</i> , habitat naturali, diluizione inquinanti, pesca sportiva, attività ricreative, controllo esondazioni

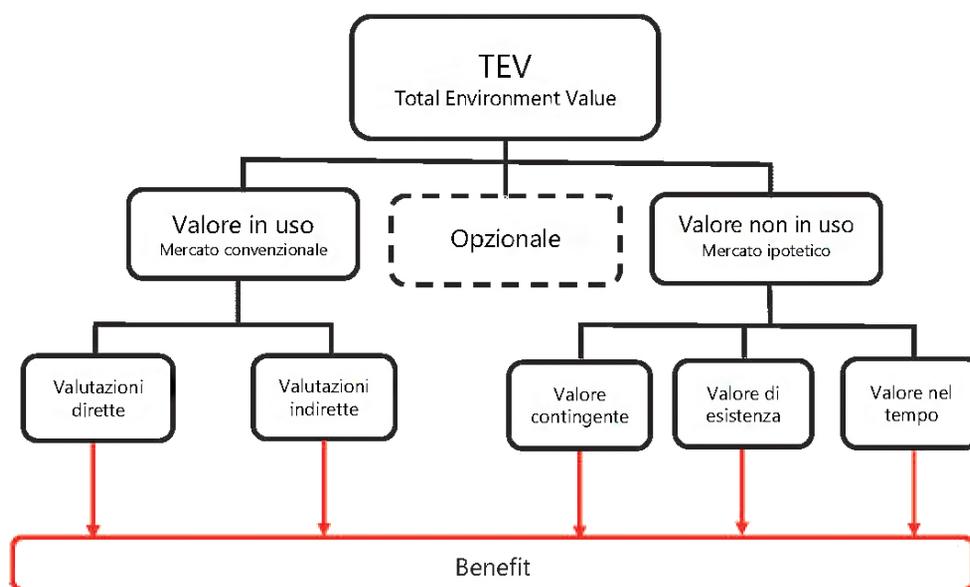


Fig. 1. Schema di trasferimento dei benefit (ISPRA, 2010, modificato).

terno o meno del mercato convenzionale, si ottiene che le valutazioni applicabili ai S.E. possono rientrare in quattro categorie principali, ovvero, come dallo schema sopra: valutazioni dirette, valutazioni indirette, valore contingente e di esistenza, valore nel tempo.

Il risarcimento di un danno ecosistemico, se non quantificabile con il danno effettivamente prodotto, rischia di ridursi ad una contrattazione che, se può soddisfare alcune delle parti in trattativa, sicuramente non rispecchia l'effettivo valore perso dall'ecosistema fiume.

Anche il Codice Civile (art. 1226) specifica che, se il danno non può essere provato nel suo preciso ammontare, è liquidato dal giudice con "valutazione equitativa". La stessa norma rinvia direttamente all'art. 2056 per quel che riguarda il concetto di liquidazione del danno, e quindi ai principi di danno emergente e lucro cessante come criteri guida nella determinazione della somma da risarcire, mentre non definisce esplicitamente l'espressione "valutazione equitativa". Da quanto sopra risulta evidente l'importanza di definire ed indirizzare la quantificazione del danno.

3.1 Valutazioni dirette

Ai S.E. che sono direttamente collegati all'economia del mercato convenzionale e a cui può essere associato un valore in uso, di solito si può assegnare un valore economico basato sui prezzi di mercato e sulla disponibilità di chi crea un impatto a compensarlo in moneta, qualora i consumatori siano disposti ad accettare un risarcimento. Tuttavia si tratta di valutazioni dirette circoscritte a pochi beni specifici come per esempio, nel caso di ecosistemi acquatici, la perdita di ittiofauna che può essere quantificata con i prezzi di mercato. Ma ovviamente tale valutazione è parziale, poiché le funzioni di un fiume non si esauriscono con l'ittiofauna.

3.2 Valutazioni indirette

I S.E. che non hanno un riscontro diretto di mercato devono essere valutati in modo indiretto. Ci sono tre approcci principali.

- Il primo comprende i metodi delle preferenze dichiarate come la valutazione contingente (CV), che si ottiene attraverso un sistema sofisticato di interviste atte a appurare l'importanza del fiume per coloro che vogliono l'ambiente integro e funzionale. Nonostante la difficoltà nell'applicazione delle interviste, la valutazione contingente fornisce precisi valori per molti servizi ecosistemici.
- Il secondo si basa su metodi di tipo edonico che utilizzano le merci, il costo di viaggio e il costo della soddisfazione personale. I valori edonici vengono dedotti misurando i valori di mercato di beni o servizi collegati, cioè si basano sulla disponibilità dei fruitori del fiume (pescatori, canoisti, rafting, turisti e locali) a spendere denaro (in viaggi, attrezzature ecc.) per

godere di un ambiente fluviale in buone condizioni. I valori sono espressi in termini di costo di mercato di usi alternativi che forniscono un servizio non di mercato. Questo si basa sulla misurazione di indicatori indiretti del valore economico di merci collegate che hanno invece un prezzo di mercato, del tempo di percorrenza e delle spese per le attività ricreative.

- La terza opportunità consiste nella definizione della differenza di valore sociale tra due condizioni. In pratica questa differenza si può ottenere calcolando il divario tra il costo di un bene (es. abitazione, terreno ecc.) in un territorio dove il S.E. è accertato e garantito dalla buona situazione ambientale e il costo, invece, di uno stesso bene posto in un ambiente non in grado di soddisfare i medesimi S.E.

3.3 Valutazioni di esistenza

I S.E. non hanno un mercato diretto legato al "valore d'uso"; può però essere individuato un "valore di esistenza" fondato sul riconoscimento che un determinato bene ambientale (una data specie animale o vegetale o le caratteristiche di un ecosistema) minacciato da un intervento ha un valore *di per sé* (per il solo fatto di esistere), anche se l'uomo non ne fa alcun uso concreto.

A questo punto scatta spesso il "principio di precauzione" per cui si attuano procedimenti conservativi senza stima del valore delle funzioni ecosistemiche che, invece, dovrebbero essere stimate sulla base dell'isteresi e della malleabilità del processo (e, in definitiva, della sua resilienza) studiando le caratteristiche della "curva a sacco" (Fig. 2).

Esiste una vasta bibliografia inerente la soluzione delle equazioni delle curve a sacco, si tratta solo di raccogliere i dati idonei al calcolo (stato dell'ambiente in figura) e verificare il tempo e l'entità del recupero del livello iniziale.

3.4 Valore nel tempo

In aggiunta a quanto detto, si deve considerare che

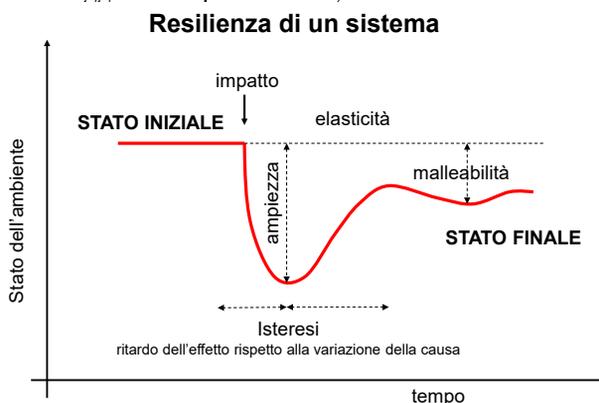


Fig. 2. Curva a sacco di un processo di degrado e recupero (resilienza) della qualità di un corso d'acqua sottoposto a stress (modificato da Galassi *et al.*, 2014).

molti S.E. vanno oltre il tempo presente e investono generazioni: è convinzione comune che noi dobbiamo lasciare alle generazioni future un ambiente se possibile migliore o, comunque, con le stesse opportunità attuali di fruizione godibile. Tuttavia, se è difficile quantificare il valore al presente, tanto più lo sarà quello al futuro, anche perché bisogna mutuare teorie e prassi matematiche dalle scienze economiche. È necessario individuare le azioni del fiume e paragonarle, per quanto riguarda i costi, alle azioni dell'uomo [es. Valore Attuale Netto (VAN) o Net Present Value (NPV)], nonché ricercare i parametri di stima della biodiversità intesa come beneficio comune e individuare la possibilità di valutazione dei costi in forma comparativa. L'equazione per il calcolo del guadagno/perdita netta dell'investimento mediante l'attualizzazione al tempo t_0 di tutti i flussi in ingresso ed in uscita, è la seguente:

$$VAN = -C_0 + \frac{C_1}{(1+r)} + \frac{C_2}{(1+r)^2} + \frac{C_3}{(1+r)^3} + \dots + \frac{C_n}{(1+r)^n}$$

o meglio

$$VAN = \sum_{t=0}^{t=n} \frac{C_t}{(1+r)^t}$$

dove:

C_0 = investimento iniziale

t_n = tempo di attualizzazione

r = rendimento (%)

Regola di decisione:

se $VAN > 0$ operazione vantaggiosa

se $VAN < 0$ operazione non vantaggiosa

4. PROPOSTA DI VALUTAZIONE DEI S.E. DI UN FIUME

Le considerazioni sin qui svolte, opportunamente organizzate, forniscono la possibilità di proporre uno schema per la valutazione dei S.E. di un corso d'acqua.

Prima di definire il calcolo del valore dei S.E. è necessario porre alcuni riferimenti legati alla funzionalità fluviale, sintetizzati nella tabella II e trattati più estesamente nei paragrafi seguenti, in cui si dà spiegazione dei contenuti e delle metodiche di calcolo associate.

4.1 Funzione tampone della fascia riparia

Diversi autori (Haycock *et al.*, 1993; Castelle *et al.*, 1994), concordano sul fatto di considerare come valore minimo 30 metri di fascia riparia strutturata, in quanto tale ampiezza è sufficiente per abbattere oltre il 90% di azoto e fosforo proveniente dal territorio circostante.

L'efficienza di abbattimento della fascia riparia è stata calcolata dai dati di campo della tesi di Paolo Negri (Negri, 1996), ottenuti prelevando acqua di scorrimento iporreico tramite piezometri e analizzandone il contenuto di fosforo e azoto. I dati sostengono la relazione:

$$y = 24,5 \ln x + 7,4$$

dove:

y = percentuale di abbattimento dei nutrienti

x = ampiezza (metri) della fascia riparia

Nel grafico della figura 3 si riporta l'efficienza di abbattimento riferita all'ampiezza della fascia riparia. Nel caso in cui la fascia riparia sia superiore ai 30 metri l'efficienza di abbattimento tende asintoticamente a 100%.

Il servizio prodotto dalla fascia riparia è piuttosto elevato. Infatti, come detto in precedenza, Petersen *et al.* (1987) hanno calcolato l'azione di abbattimento operata da una fascia riparia di un ettaro con ampiezza almeno 30 metri (30m · 333m) pari all'azione di un sistema di trattamento biologico per 10000 ab/eq. Perciò è possibile affermare che il servizio, ha un valore monetario equivalente al costo di costruzione di un depuratore più i costi di gestione per la sua vita media, secondo i valori di mercato indicizzati nel tempo.

Vari autori (OldeVetterink *et al.*, 2003; 2006; Gumiero e Boz, 2004; Dhondt *et al.*, 2006; Hefting *et al.*, 2006; Hoffmann e Baastrup-Pedersen, 2007; Radach e Pätzsch, 2007) affermano che una zona riparia con formazioni vegetali autoctona e igrofile ben strutturate e con un'ampiezza minima di 30 metri è in grado di rimuovere mediamente 380 kg/ha/anno di azoto e 15 kg/ha/anno di fosforo, dato tra l'altro confermato anche dalle indicazioni presenti nel progetto europeo NICOLAS (AA.VV., 2011).

Nel caso di riduzione o, peggio, eliminazione della fascia riparia dovuta all'azione dell'uomo, in base ai metri quadri persi è possibile calcolare la quantità annua di azoto e fosforo che non vengono rimossi. Se consideriamo che i fiumi possono veicolare le loro acque in ambienti lentiche o in mare è comprensibile quale può essere l'impatto eutrofizzante di questi nutrienti.

A tal proposito segnaliamo l'esperienza della Provincia di Trento dove ogni Comunità di Valle deve individuare gli ambiti fluviali di valenza eccellente, ovvero ad alta valenza ecologico-funzionale, utilizzando

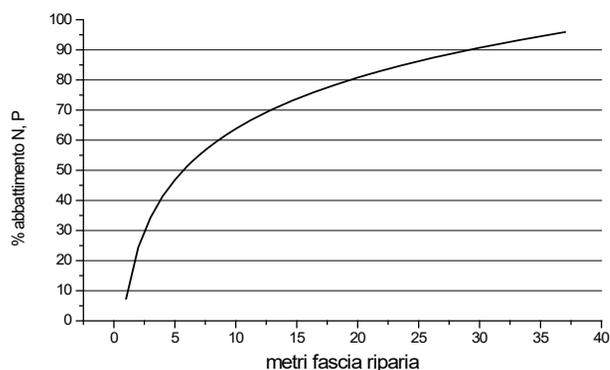


Fig. 3. Efficienza dell'azione tampone della fascia riparia sulla base dell'equazione sopra riportata. Da Negri (1997), modificato.

Tab. II. Proposta sintetica per una valutazione dei Servizi Ecosistemici in un fiume. Nella prima colonna, per ogni servizio considerato, è indicato il paragrafo nel quale sarà trattato più diffusamente.

S.E.	Note metodologiche	Valore	Riferimenti
Funzione tampone della fascia riparia (vedi § 4.1)	<p>30 metri di vegetazione riparia assicurano un abbattimento del 90-95% di N e P</p> <p>Un ettaro di fascia riparia (30m x 333m) ha una capacità di abbattimento pari a un depuratore di 10.000 ab/equivalenti</p> <p>La capacità di abbattimento è pari a circa 380 kg/m²/anno di N e 15 kg/m²/anno di P</p>	<p>Costo di depurazione per kg di nutriente. La relazione tra % di abbattimento ($y = \%$) e metri di fascia riparia ($x = \text{metri}$) è: $y = 24,5 \ln x + 7,4$</p> <p>Costo di costruzione dell'impianto, più i costi di esercizio e manutenzione per gli anni di produzione dell'impianto</p> <p>Costi di abbattimento biologico di tali quantità</p>	<p>Siligardi (elaborazione personale)</p> <p>Petersen <i>et al.</i>, 1987</p> <p>OldeVetterink <i>et al.</i>, 2003; AA.VV., 2011 (Progetto NICOLAS); Gumiero e Boz, 2004</p>
Capacità Portante (vedi § 4.2)	La capacità portante ($K = 1 - e/c$) dove: c = tasso di colonizzazione; e = tasso di estinzione degli organismi viventi	Verifica della perdita di C.P. (in percentuale rispetto alle condizioni normali pre-sfruttamento)	Elaborazione personale
Bilancio energetico (vedi § 4.3)	<p>Il bilancio energetico della comunità vivente di un torrente è quantificabile in 6000 kcal/m²/anno</p> <p>La produzione primaria è quantificabile in 22.000 kcal/m²/anno</p>	<p>1 Kcal = 4,187 Kj e, poiché 1 Kj = 1 KW sec, di conseguenza: 1 KWh = $3,6 \cdot 10^3$ Kj = $0,86 \cdot 10^3$ Kcal = 860 Kcal</p>	<p>Fisher e Likens, 1973</p> <p>https://paceapes.wikispaces.com/wiki/Ecology/Energy_in_ecosystems</p>
Exergia (vedi § 4.4)	Espressione dell'energia di lavoro di un sistema	$Ex = \sum \beta_i \cdot C_i$ <p>Dove: β_i = fattore di exergia posseduta dalla i-esima componente C_i = concentrazione della biomassa dell'i-esimo componente</p> <p>Per laghi e fiumi considerando $\beta = 85$ si ottiene $Ex = 11$ Mjoule/m²/anno = 2,62 KWh/m²/anno. Queste stime vanno moltiplicate per gli anni di sfruttamento</p>	Marques e Jørgensen, 2002
Valore Attualizzato Netto (VAN) (vedi § 4.5)	Valore stima da applicare nel caso di interventi diretti sul fiume per comprendere se il progetto può essere accettato oppure no. Si può utilizzare anche nel caso di attualizzazioni di valori edonici, alieutici e, più in generale, turistici del bene acqua	Calcolo del VAN secondo equazione descritta nel testo e stima dell'accettabilità o rifiuto dell'intervento.	https://it.wikipedia.org/wiki/Valore_attuale_netto
Valore di contingenza (vedi § 4.6)	<ol style="list-style-type: none"> 1. Predisporre una ricerca: modello di indagine, target di popolazione, sviluppo di scenari, questionari, trattamento delle risposte negative. 2. Implementare la ricerca: selezionare il campione di popolazione, acquisizione dati del questionario 3. compilare i dati: applicare idonee analisi statistiche, analizzare i risultati 	<p>Definizione del valore sulla base dei risultati di apprezzamento del bene acqua risultante dalla ricerca.</p> <p>Disponibilità a pagare volontariamente per non alterare il bene acqua. Tale disponibilità è inversamente proporzionale alla distanza dal bene acqua.</p>	Grizzetti <i>et al.</i> , 2015
Valore intellettuale e percezione estetica (vedi § 4.6)	Idem	idem	idem
Valore ricreativo (vedi § 4.6)	Idem	idem	idem

i dati IFF (Siligardi *et al.*, 2007) al fine di dotare gli amministratori di un ulteriore strumento decisionale per la gestione e pianificazione del territorio. A titolo di esempio si riportano i risultati ottenuti sulla parte alta del bacino del fiume Sarca, principale immissario del lago di Garda, e inerenti l'azione tampone delle aree riparie giudicate eccellenti (Siligardi *et al.*, 2016). Infatti, considerando la somma delle estensioni degli ambiti fluviali di valenza elevata, secondo il metodo di stima IFF, e quindi con alta efficienza di assorbimento e rimozione dei nutrienti, si nota che gli oltre 2.248 ettari di aree riparie a valenza elevata possono abbattere 854 ton/anno di azoto e 34 ton/anno di fosforo, che altrimenti andrebbero a gravare sulle acque del lago di Garda con possibile incremento dei processi eutrofici.

Altro esempio è il Sile, la più grande risorgiva d'Europa che, secondo le stime effettuate con il progetto life SilIFF e (Siligardi *et al.*, 2018), potrebbe arrivare a rimuovere 172,7 ton/anno di azoto e 6,8 ton/anno di fosforo.

Questi dati possono essere monetizzati tramite i costi di mercato per l'abbattimento di tali quantitativi di nutrienti con mezzi tecnologici adeguati, ovvero costi di depurazione biologica.

4.2 Capacità portante

Per la stabilità di un ecosistema è importante la presenza di elementi che possono svolgere le stesse funzioni, garantendo la capacità di mantenere uno stato di equilibrio omeostatico. Se, come spesso capita, la dinamica di un ecosistema può essere in evoluzione, allora si parla di *omeoresi*, ovvero capacità di recuperare il trend di sviluppo anche in caso di stress. Si può affermare, quindi, che la funzione di un ecosistema è quella di tendere verso il mantenimento di un livello costante di energia, mantenendo basso il tenore di entropia tramite il riciclo della materia organica al passaggio dell'energia attraverso i diversi livelli trofici. Tutto questo si configura come processo termodinamico dove la funzione di trasferimento di energia è soprattutto esercitata dalla relazione tra sistemi *sink* e sistemi *source* che garantiscono la capacità portante.

La capacità portante esprime il numero massimo di individui di una specie che un ambiente può contenere in funzione della disponibilità di risorse (Hui, 2006). Essa esiste perché alcuni dei meccanismi di accrescimento e regolazione delle popolazioni sono dipendenti dalla densità degli individui (Lotka, 1927). Questo numero di organismi cresce fino a un certo punto e poi rimane stabile nel tempo, mantenuto costante dal rapporto preda-predatore.

La capacità portante è influenzata da:

- competizione all'interno della specie e fra le specie;
- immigrazioni ed emigrazioni;
- catastrofi (naturali o causate dall'uomo);

- fluttuazioni stagionali di cibo, acqua, nascondigli, siti di nidificazione...

Secondo il modello di Levine (Levine e Hille Ris Lambers, 2009), la dimensione di una popolazione ad un determinato tempo t è data dalla relazione

$$\frac{dN}{dt} = cN(1 - N) - eN$$

dove:

N = dimensione della popolazione

c = tasso di colonizzazione

e = tasso di estinzione

Di conseguenza è possibile definire il tasso di crescita r ; o potenziale biologico intrinseco, come:

$$r = c - e$$

Questo significa che se:

$e/c > 1$ la popolazione tende ad estinguersi;

$e/c = 1$ la popolazione è in equilibrio dinamico con la capacità portante;

$e/c < 1$ la popolazione tende a crescere fino al limite della portanza ($e=c$).

Ne consegue che la *capacità portante* K è data dalla relazione

$$K = 1 - \frac{e}{c}$$

Il potenziale biotico è una variabile associata alle caratteristiche intrinseche della specie. Nel breve periodo prescinde dalle condizioni ambientali e può essere rappresentato dall'equazione di Chapman e Reiss (1994)

$$dN/dt = rN$$

dalla quale, per integrazione, si ottiene:

$$N(t) = N_0 e^{rt}$$

Da cui si può isolare la r considerando un tempo standard e costante:

$$r = 1 - \frac{\ln N_t}{\ln N_0}$$

Questa espressione è simile a quella che descrive la capacità portante, con la differenza che i dati riferiti alle variabili e e c non sono di facile raccolta, mentre i dati quantitativi sulla popolazione per unità di superficie sono più facili da ottenere.

Valutando il corso d'acqua in buone condizioni possiamo quindi ricavare il potenziale biologico intrinseco r partendo da dati quantitativi della popolazione per unità di superficie.

Il valore r può essere negativo o positivo e, in funzione del segno, si avranno diverse curve logistiche di equilibrio come mostrato nei grafici della figura 4, dove x è il rapporto N/K , cioè popolazione/capacità portante o di carico, e t il tempo.

Si tratta ora di definire il valore del tasso di crescita e/o del potenziale biologico intrinseco.

Inoltre, è possibile valutare la capacità portante tramite un modello logistico che consideri una popolazione

con riproduzione continua la cui dinamica possa essere descritta da un modello malthusiano, cioè con tasso di crescita r positivo e continuo. Inoltre è necessaria l'esistenza delle seguenti condizioni:

- movimento casuale in un habitat dimensionalmente fisso;
- probabilità di incontro tra due individui proporzionale al quadrato della densità (N^2);
- probabilità che tre o più individui si incontrino contemporaneamente trascurabile;
- calo della natalità e aumento della mortalità nel caso d'incontro tra due individui.

Tali condizioni sono esprimibili mediante l'equazione

$$\frac{dN}{dt} = rN - bN^2$$

dove:

b = coefficiente di competizione intraspecifica, sempre costante e positivo

r = tasso di crescita.

Con basse densità il termine N^2 è così piccolo che influenza pochissimo rN , mentre con l'aumentare della densità, il termine bN^2 diventa sempre più determinante ed, essendo negativo, genera una diminuzione del tasso di crescita fino a causare l'inversione del segno della derivata rispetto al tempo. In pratica si otterrà l'annullamento di Nt/dt quando

$$r/b = K$$

Il parametro K indica la *capacità portante* di un sistema ambientale, ovvero il massimo numero di individui che un determinato ambiente può contenere nel lungo periodo. Ricordiamo che la forma matematica più nota di questa relazione è data da Verhulst (1838), ovvero:

$$\frac{dN}{dt} = rN \left(1 - \frac{bN}{r} \right) = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right)$$

dove $rN(1-(N/K))$ è il tasso istantaneo di crescita, cioè il contributo di ogni individuo alla crescita, il quale sarà massimo con $N=0$ e si annullerà con $N=K$ (Fig. 5).

La valutazione del danno si basa sulla riduzione della densità della popolazione animale nel tratto esposto a stress e sulla possibilità dell'ambiente di recuperare in tempi brevi l'equilibrio. L'analisi si riduce nella verifica di variazione negativa del coefficiente r nell'immediato dopo lo stress e nel ripristino del livello K come capacità portante.

Infatti, la curva descritta dall'algoritmo di r esprime, integrandola, l'ampiezza della perdita di capacità portante per unità di tempo ed esprimibile in quantità di biomassa. La stima del danno temporaneo sarà effettuata con la valutazione del tempo di recupero e utilizzando le relazioni che sono espone nei paragrafi successivi.

Oltre a questo, è necessario valutare il recupero della capacità portante K almeno fino al valore precedente, se non oltre. È probabile infatti che il recupero non sia completo e che raggiunga l'equilibrio ad un K inferiore all'antefatto, in tal caso si tratta di un danno non più temporaneo ma permanente, che pregiudica il ritorno alla normalità e rende il tratto di fiume maggiormente vulnerabile nei confronti di altri e successivi stress, anche di minore entità.

4.3 Bilancio energetico

In letteratura non vi sono molte ricerche inerenti la misura del bilancio energetico in calorie di un ambiente

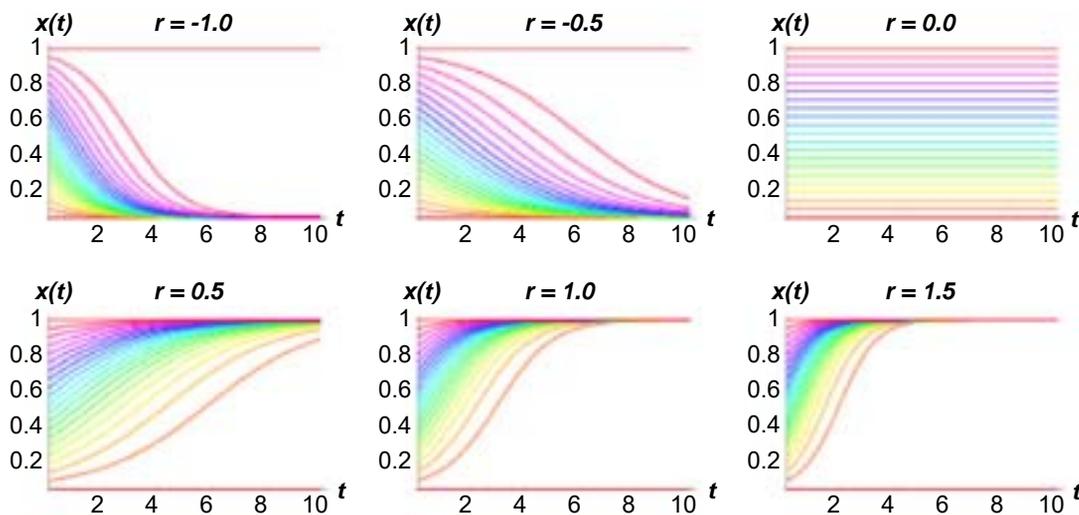


Fig. 4. Rappresentazioni del comportamento delle curve in funzione di diversi valori di r , dove t rappresenta il tempo e $x(t)$ una qualsiasi variabile tempo-dipendente, come potrebbe essere la crescita di una comunità biologica. Le unità di misura sono fittizie per agevolare la lettura del grafico, mentre i colori rappresentano le classi di curve con $x(t)$ diversi, ovvero 0.2 sono gialle, 0.4 verdi, 0.8 viola ecc. per evidenziare la loro deformazione nel tempo con $r \neq 0$. (da <http://mathworld.wolfram.com/LogisticEquation.html>).

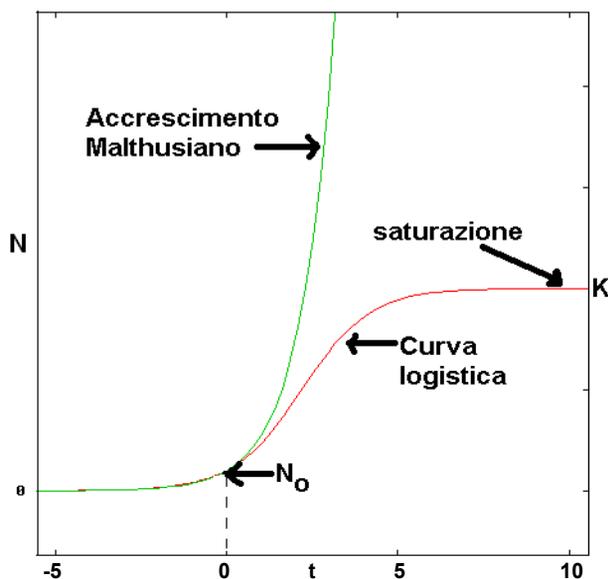


Fig. 5. Rappresentazione dell'andamento di crescita secondo Malthus (verde) e del modello di crescita logistica di Verhulst (rosso); notare che la crescita è massima con $N=0$ e si annulla con $N=K$. (Pubblico dominio, https://it.wikipedia.org/wiki/Equazione_logistica).

fluviale o anche solo di un tratto di esso, poiché il lavoro di organizzazione ed esecuzione è piuttosto oneroso e non sempre i risultati sono affidabili vista la complessità di variabili da tenere in considerazione, nonché gli elementi al contorno difficilmente isolabili che possono interferire con i risultati.

Tuttavia, merita di essere ricordato lo studio di Fisher e Likens (1973), pietra miliare dei lavori sul bilancio energetico dei corsi d'acqua. Secondo questi autori il bilancio energetico della comunità vivente di un tratto di corso d'acqua di tipo alpino, ovvero quanta energia entra nel sistema e quanta ne esce dopo le diverse trasformazioni dell'input energetico nei passaggi tra i diversi comparti considerando l'accumulo in biomassa e la perdita per lavoro e calore, è stato calcolato pari a 6000 Kcal/m²/anno.

Un analogo calcolo effettuato dalla Florida Atlantic University, incentrato sulla misura delle calorie riferite alla Produzione Primaria Grezza (GPP)¹ di un ecosistema torrentizio, arriva alla stima di 21000 Kcal/m²/anno.

Utilizzando le tabelle di conversione del sito RapidTables si ottengono i seguenti risultati:

$$\begin{aligned} 1 \text{ Kcal} &= 4,187 \text{ Kj} \\ 1 \text{ Kj} &= 2,78 \cdot 10^{-4} \text{ KWh} \\ 1 \text{ KWh} &= 3600 \text{ Kj} \end{aligned}$$

Di conseguenza:

$$1 \text{ Kcal} = 1,16 \cdot 10^{-3} \text{ KWh}$$

Ritornando ai dati di bilancio e GPP precedenti, è possibile calcolare i KWh derivati dalle Kcal indicate, cioè:

Caso A (Fisher e Likens, 1973): $6000 \text{ Kcal/m}^2 \cdot \text{anno} \cdot 0,00116 = 6,97 \text{ KWh/m}^2 \cdot \text{anno}$

Caso B (GPP): $21000 \text{ Kcal/m}^2 \cdot \text{anno} \cdot 0,00116 = 24,36 \text{ KWh/m}^2 \cdot \text{anno}$

A questo punto si può facilmente quantificare economicamente l'energia impiegata facendo riferimento ai prezzi di mercato dell'energia elettrica.

Tali considerazioni risultano utili nel caso di impianti di centraline idroelettriche sui torrenti alpini che derivano l'acqua lasciando parte di alveo scoperto. Potendo valutare i metri quadri di alveo scoperto nel tratto sotteso è possibile ottenere il mancato lavoro delle comunità di viventi sotto forma di Kcal e successivamente di KWh, cioè è possibile fare una valutazione in euro all'anno per tutti gli anni di esercizio della centralina.

A tale proposito si ricorda che il valore dell'acqua per gli usi dell'uomo è facilmente quantificabile come costo d'uso o prodotto di trasformazione in lavoro (esempio il settore idroelettrico valuta che 1 m³/sec di acqua che fa un salto di 1 metro produce 10 KW/sec). Perciò è necessario costruire un modello di valutazione dei S.E. che esprima in euro il lavoro svolto. In questo caso, sebbene la procedura sia pragmatica e le stime in euro siano contenute, risulterebbe utile ed interessante mettere sul tavolo di confronto e discussione la stima del valore del servizio fornito dall'ambiente fluviale, unitamente ad altre stime, per controbilanciare le argomentazioni economiche dell'esercizio di sfruttamento idroelettrico.

4.4 Valore dell'exergia

In termodinamica si usa l'entropia come elemento di quantificazione della "qualità" dell'energia: infatti è possibile calcolare quanto "lavoro utile" possa essere estratto da un sistema chiuso in cui sia in atto un processo spontaneo. La possibilità di definire l'entropia anche in un sistema non in equilibrio, consente di generalizzare il concetto di "energia libera" per un sistema aperto e di applicarlo all'analisi di sistemi ambientali. Tale "energia libera" viene considerata come energia per "lavoro utile" ed è definita come exergia.

L'exergia, quindi, può essere definita come "la massima quantità di lavoro che può essere utilizzata da un sistema composito quando è portato in equilibrio con l'ambiente" (Jørgensen, 2000)". Essa è considerata una buona base teorica da utilizzare in ambito ambientale ed ha una correlazione piuttosto elevata con le funzioni ecologiche (Jørgensen, 2002a). Utilizzata inizialmente già dagli anni '70 nella modellazione ecologica, ora appare molto utile nella stima dei parametri di modelli ecologici e nello sviluppo di modelli in grado di prevedere i cambiamenti della tessitura e della composizione

¹ <https://www.coursehero.com/file/p1mtjma/Pyramid-of-energy-Energy-content-kcalm-2-year-Never-100-efficient-10-Rule/>

della comunità vivente (Jørgensen, 1992a, 1992b).

Il valore di exergia correlato con la biomassa totale può essere un indicatore della capacità dell'ecosistema di accettare il flusso di energia dall'esterno e, di conseguenza, come indicatore di sviluppo dell'ecosistema e della sua complessità (Jørgensen, 2002b).

Alcuni autori hanno utilizzato il concetto di exergia per analizzare i dati di campo e per determinare lo stato di ecosistema naturale (Xu, 1997; Xu *et al.*, 1999; Ludovisi e Poletti, 2003). Ma è soprattutto importante trovare il modo di utilizzare exergia per la valutazione ecosistemica.

Silow (1999) ha dimostrato che l'exergia strutturale si mantiene a livello costante quando componenti alloctoni possono essere metabolizzati da un ecosistema; viceversa, quando la sostanza aggiunta è non degradabile, l'exergia strutturale diminuisce, dimostrando l'incapacità dell'ecosistema di adattarsi a questa situazione e, di conseguenza, l'irreversibilità dei cambiamenti nell'ecosistema. Le caratteristiche principali dei cambiamenti di exergia dei sistemi ecologici sottoposti a stress esterni sono stati studiati negli esperimenti computazionali che descrivono i processi di eutrofizzazione e di intossicazione (Silow, 1999).

Considerando il significato di exergia e di eco-exergia e indicando come exergia totale di un ecosistema la misura della variazione nel contenuto entropico dello stato attuale rispetto all'equilibrio del sistema (Svirezhev, 2000), possiamo distinguere tra exergia tecnologica e eco-exergia: l'exergia tecnologica, che si basa sui fondamenti di termodinamica, utilizza come stato di riferimento l'ambiente inteso solo come elemento territoriale dotato di acqua fluente, temperatura e pendenza. Questo assunto risulta utile per trovare l'energia di prima classe (lavoro) che una centrale idroelettrica è in grado di produrre, mentre l'eco-exergia utilizza come stato di riferimento lo stesso ecosistema, ovviamente inteso come insieme di caratteristiche chimico, fisiche e biologiche e loro relazioni connesse.

L'exergia dev'essere invece, una misura dell'energia libera di un sistema con i contributi di tutti i componenti compresa l'energia degli organismi. La valutazione dell'exergia in ecologia serve anche a pesare la «complessità» dei caratteri ecologici.

Di per sé, l'exergia totale di un ecosistema è una misura della variazione nel contenuto di entropia dall'equilibrio allo stato attuale (Steinborn e Svirezhev, 2000). Lo sviluppo e il mantenimento della condizione lontana dall'equilibrio degli ecosistemi sono dovuti allo stoccaggio costante di energia libera in strutture organiche complesse, bio-sintetizzate da semplici composti inorganici. Di conseguenza, l'exergia totale di un ecosistema riflette effettivamente l'accumulo di biomassa nel sistema, indipendentemente dalla distribuzione della materia biogenica tra i componenti dell'ecosistema.

La misura di exergia in ecologia è anche un fattore per stimare la «complessità» del sistema (Silow, 2004, Silow e Mokry, 2010).

L'exergia può essere calcolata per ogni componente del sistema e fornire così un indice exergia come modello di un ecosistema. L'exergia (Ex) può essere calcolata con l'equazione:

$$Ex = \sum \beta_i * C_i$$

dove:

β_i = fattore di exergia posseduta dalla i-esima componente, definito anche come *quantity of information*;

C_i = concentrazione della biomassa dell'i-esimo componente (es. biomassa delle specie).

Il detrito è normalmente considerato come livello riferimento ($\beta_i = 1$) e il valore di exergia può essere convertito in kj (Kjoule) moltiplicandolo per 18,7. I coefficienti per i diversi gruppi trofici valgono $\beta = 30-32,5-35-47$ e 41 rispettivamente per raccoglitori, trituratori, filtratori e raschiatori, carnivori e onnivori, (Marques *et al.*, 1997; Jørgensen, 2000) sebbene gli autori facessero riferimento soprattutto a funzioni trofiche più semplici come detritivori, erbivori e carnivori.

Quindi l'exergia misura la distanza, in termini di energia, di un sistema reale da quello di riferimento.

Per laghi e fiumi, considerando $\beta=85$, si ottiene: $Ex = 11 \text{ Mjoule/m}^2 \cdot \text{anno} = 3,05 \text{ KWh/m}^2 \cdot \text{anno}$.

Queste stime vanno trasformate in euro (vedi sopra) e moltiplicate per l'estensione in metri quadri della superficie scoperta del tratto sotteso moltiplicato per gli anni di sfruttamento.

Raramente vengono rilevati i valori di biomassa bentonica nelle comuni analisi di monitoraggio, in quanto è necessario un lavoro di laboratorio non trascurabile di misura del peso fresco, di quello secco e poi di quello *ash-free* dei vari taxa catturati, per giunta in numero sufficiente per la pesa.

In questo caso si può fare riferimento al peso (W) di un singolo individuo per ogni taxon, ottenuto dalla relazione peso/lunghezza definito da Benke *et al.* (1999). Considerando la lunghezza media di ogni taxon si ottiene il peso in mg di un individuo che, moltiplicato per il numero di individui per m² ottenuto dall'analisi quantitativa, fornisce la biomassa per taxa da inserire nella formula sopraesposta. Cosicché si riesce ad ottenere il valore di exergia espressa in Kj/m² per ogni gruppo trofico e il totale.

Tale procedura risulta idonea, ad esempio, nel caso di svasi da dighe in cui è possibile valutare il contenuto di exergia ante svaso e poi verificarne i valori in tempi diversi post svaso e capire quanta exergia il corso d'acqua ha perso nel frattempo, trasformabile in euro dalla relazione:

$$\text{Kj/m}^2 \rightarrow \text{KWh/m}^2 \rightarrow \text{euro/m}^2 \text{ di fiume sotteso.}$$

4.5 Calcolo del Valore Attuale Netto (VAN)

L'indice VAN somma le entrate e le uscite monetarie di un investimento al momento attuale. Esso, stabilendo il valore dei versamenti e pagamenti futuri, permette di confrontare i capitali di diverse fasce di calcolo e valutare tra loro diverse possibilità di investimento in base alla redditività.

Il calcolo del valore attuale netto si esegue con la seguente formula:

$$VAN_0 = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{C_t}{(1+i)^t} + \frac{R_n}{(1+i)^n}$$

dove:

VAN_0 = valore attuale netto

I_0 = Investimento al punto di partenza ($t = 0$)

n = durata in anni

t = intervallo temporale

C_t = flusso di cassa

E_t = entrate al momento t

i = tasso di sconto %

R_n = valore residuo

E dove il flusso di cassa ($C_t = E_t - U_t$) è la differenza tra tutte le entrate e le uscite monetarie nel periodo di riferimento.

Traducendo la formula si ha che il valore attuale netto (VAN) di un investimento al momento $t = 0$ (oggi) è pari alla somma del flusso di cassa attualizzato (C) di $t = 1$ fino a $t = n$ più il resto attualizzato dell'investimento (R) al momento n meno l'importo dell'investimento (I) all'inizio dell'investimento ($t = 0$).

Le fasi per stabilire il valore attuale netto di un investimento sono le seguenti:

- stabilire l'importo dell'investimento;
- stabilire la durata dell'investimento;
- calcolare i flussi di cassa dei relativi intervalli temporali;
- stabilire un tasso di sconto;
- definire il valore residuo dell'investimento;
- determinare il valore attuale di ciascun intervallo dell'investimento;
- determinare il valore attuale netto dell'investimento.

A seguire un esempio di calcolo.

Consideriamo l'investimento iniziale richiesto pari a 10 €. La serie dei rendimenti prevede introiti pari a 2.0 € il primo anno, 5.0 € il secondo anno e 7.0 € gli anni successivi, con un rendimento del 10% (0,1), cioè 1,1.

Anno (t)	0	1	2	3	4
Flusso di cassa (C_t)	-10	2	5	7	7

Risoluzione VAN:

$$VAN = -10 + \frac{2}{(1+0,1)^1} + \frac{5}{(1+0,1)^2} + \frac{7}{(1+0,1)^3} + \frac{7}{(1+0,1)^4} = 5,99$$

Se il VAN risulta positivo ($VAN > 0$) allora l'investi-

mento sarà redditizio rispetto a uno alternativo, quindi si lo può attivare². In pratica vuol dire che l'investimento assicura il tasso del 10% ipotizzato più 5,99 € aggiuntivi.

Nel caso di un ecosistema fluviale il calcolo VAN sarà adattato al valore dell'ambiente inteso come bene comune e valutato in modo indiretto, di conseguenza è possibile valutare il VAN come valore in futuro. Questo potrebbe essere considerato nel caso di impianti idroelettrici, anche di piccola potenza, valutando il VAN dell'ecosistema, basato su stime dirette e indirette, per un tempo definito, in modo da ottenere il valore di accettabilità della alternativa ecologica alla centralina idroelettrica.

4.6 Valore di contingenza

Il valore di contingenza si basa sulla stima di un valore economico di beni "senza mercato", tramite un'indagine diretta che rileva le preferenze dei consumatori. Tutto è basato sulla simulazione di un mercato ipotetico, o contingente, e ha lo scopo di stimare la *Disponibilità a pagare* (DAP) per ottenere un miglioramento del livello di benessere, ovvero la *Disponibilità ad accettare* (DAA) per rinunciarvi (Brondi, 2018).

La metodologia si basa su semplici paradigmi che possono essere riassunti come segue:

- a) valore d'uso reale, di cui si riconosce un valore:
 - *diretto* se si considera il godimento effettivo del bene (es. valore di un parco allorché lo si visita);
 - *indiretto* se si considerano gli effetti positivi che il bene produce indipendentemente dal suo uso diretto (es.: funzionalità fluviale);
- b) valore di esistenza:
 - riconoscimento del valore intrinseco del bene indipendentemente dall'espressione di preferenza (es. mantenimento delle specie rare).

Le modalità di esecuzione dell'indagine avvengono dopo la scelta di un campione rappresentativo di una comunità interessata o dell'intera comunità se non grande, i cui soggetti sono invitati a rispondere a semplici domande di un questionario. Il metodo di assunzione dei dati avviene mediante un'intervista che accerterà:

- la disponibilità a pagare per la realizzazione di un progetto di miglioramento ambientale o per il mantenimento dell'attuale condizione ambientale, oppure della disponibilità di accettare un risarcimento per un progetto impattante;
- la dichiarazione diretta del valore da loro attribuito al bene ambientale all'interno dell'ambiente ipotetico creato con l'intervista.

I risultati dell'intervista vengono ordinati e tabulati per una migliore trattazione. Normalmente vengono utilizzate tabelle riassuntive 2x2 (Tab. IV) ed i risultati

² <https://www.wikihow.it/Calcolare-il-VAN>; <https://www.ionos.it/startupguide/gestione/valore-attuale-netto/>

possono essere trattati statisticamente con test non parametrici applicabili a tabelle di contingenza.

Tab. IV. Esempio di tabella riassuntiva per Valutazioni di Contingenza.

	Progetti ad impatti positivi (riqualificazioni)	Progetti ad impatti negativi (peggioramenti)
Pagare per	Realizzare il progetto (creare beneficio)	Non realizzare il progetto (evitare gli impatti)

4.7 Valore culturale-ricreativo

I S.E. culturali-ricreativi comprendono la componente non materiale delle interazioni tra sistemi naturali e uomo, tra cui gli aspetti ricreativi, la gratificazione spirituale e il benessere psicologico (MA, 2005). In termini generali, a livello pianificatorio e decisionale, l'integrazione di studi e di valutazioni che vertano sul valore di tali S.E. non è ancora molto utilizzata e non esiste ancora un approccio metodologico univoco di classificazione e di analisi (Milcu *et al.*, 2013).

Molte delle valutazioni effettuate si basano sulla percezione dei portatori d'interesse e vengono sviluppate in base alla disponibilità dei dati e allo scopo della valutazione stessa.

La somministrazione di specifici questionari, sondaggi, interviste viene spesso utilizzata per effettuare la valutazione della percezione da parte delle comunità locali o dei turisti dei benefici derivanti dai S.E., tra cui quelli culturali.

Per fornire invece una mappatura dei S.E. in oggetto si possono utilizzare diversi software, come per esempio ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services)

e SoVES (Social Values for Ecosystem Services). Tali informazioni possono essere implementate usando le VGI (Volunteered Geographical Information), informazioni condivise normalmente sui social network in modo rapido e spazialmente preciso su ampie aree geografiche. In bibliografia gli autori condividono sempre di più il pensiero che la qualità di tali informazioni condivise dagli utenti possa migliorare la conoscenza sull'immagine collettiva del capitale naturale in modo molto affidabile, fornendo una nuova comprensione di come le persone percepiscono i paesaggi e usufruiscono dei S.E. culturali (II Rapporto Stato CN, 2018).

CONCLUSIONI

Il presente lavoro costituisce un primo approccio alla quantificazione degli impatti operati su un corso d'acqua, certamente suscettibile di perfezionamento, ma sufficientemente indicativo delle prospettive che si possono aprire nell'ambito della valutazione dei Servizi Ecosistemici.

L'obiettivo principale delle analisi riportate è quello di stimolare una discussione con altri portatori di interesse, fornendo uno strumento oggettivo di valutazione utile per un proficuo confronto. Si auspica di aver indicato una via finora sconosciuta o poco trattata che necessita di approfondimenti, migliorie e solidità concettuale. Ricordiamo che abbiamo considerato solo corsi d'acqua, ma la letteratura ha indicato anche la possibilità di applicazione su altri corpi idrici (laghi, zone umide, ambienti di transizione ecc.).

In ultima analisi, questa metodologia di stima non sostituisce altre modalità di valutazione, ma fa parte di uno dei tanti strumenti utili della famosa "cassetta degli attrezzi" auspicata da molti colleghi e tecnici.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2011. Progetto NICOLAS: nuove prospettive di riqualificazione fluviale. Ed. *Centro Civiltà dell'Acqua, Scorzè (VE)*, 112 pag. <https://www.acquisorgive.it/wp-content/uploads/2013/10/Nicolas-Riqualificazione-fluviale.pdf>
- Assennato F., Braca G., Calzolari C., Capriolo A., 2018. Mappatura e valutazione dell'impatto del consumo di suolo sui servizi ecosistemici: proposte metodologiche per il rapporto sul consumo di suolo. *ISPRA, Roma*, 44 pag. Disponibile su: https://www.isprambiente.gov.it/files/2018/publicazioni/rapporti/copy_of_AnnessometodologicoalRapportoServiziEcosistemici_2018.pdf.
- Benke A., Huryn A.D., Smock L.A., Bruce Wallace J., 1999. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *J. Sci. Am. Benthol. Soc.*, **18** (3): 308-343.
- Brauman K.A., Daily G.C., Duarte T.K., Money H.A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **32**: 6.1-6.32.
- Brondi L., 2018. L'utilizzazione delle surveys per la stima del valore monetario del danno ambientale: il metodo della valutazione contingente. *Contributi ISTAT*, Roma. Disponibile su: https://www.istat.it/it/files/2018/07/2006_14.pdf
- Castelle A.J., Johnson A.V., Conolly C., 1994. Wetland and stream buffer size requirements a review. *Jour. Environ. Quality*, **23**: 878-882.
- Chapman J.L., Reiss M.J., 1994. *Ecologia. Principi e applicazioni*. Zanichelli Ed., Bologna, 368 pag.
- Di Paulo A.L.D.N., Van denBergh J.C.J.M., Nijkamp P., 2005. Valutazione della biodiversità attraverso indicatori economici ed ecologici di biodiversità. In Girard F., Nijkamp P. (eds) *Energia, Bellezza, Partecipazione: la Sfida della*

- Sostenibilità*". Chapter 4, pp. 214-251, FrancoAngeli Publishers, Milano, Italy.
- Dhondt K., Boeckx P., Veroest N.E.C., Hofman G., van Cleemput O., 2006. Assessment of temporal and spatial variation of nitrate removal in riparian zones. *Env. Monit. Assess.*, **116**: 17-215.
- Fisher S. G., Likens G.E., 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.*, **43**: 421-439.
- Galassi S., Ferrari I., Viaroli P., 2014. *Introduzione all'ecologia applicata*. CittaStudiEdizioni, Milano, 288 pag.
- Grizzetti B., Lanzanova D., Liqueste C., Reynaud A., 2015. Cook-book for ecosystem service assessment and valuation. *Report of JRC Science Hub*, 135 pag. Disponibile su publications.jrc.ec.europa.eu > JRC94681
- Gumiero B., Boz B., 2004. La riduzione dei carichi inquinanti per mezzo della riqualificazione delle fasce fluviali. In: Bonomo L. e Vismara R. (a cura di), *I Piani di Tutela delle acque*, Politecnico di Milano, CIPA, Milano.
- Haycock N.E., Pinay G., Walzer C., 1993. Nitrogen retention in river corridors European perspectives. *AMBIO*, **22**: 3450-346.
- Hefting M., Beltman B., Karssenberger D., Rebel K., Van Riessen M., Spijker M., 2006. Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zone in the Netherlands. *Env. Poll.*, **139**: 143-156.
- Hoffmann C.C., Baastrup-Pedersen, 2007. Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. *Ecol. Engin.*, **30**: 157-166.
- Hui C., 2006. Carrying capacity, population equilibrium, and environment's maximal load. *Ecological Modelling*, **192**: 317-320.
- ISPRA, 2010. *Il valore economico della biodiversità e degli ecosistemi*. Manuali e Linee guida 64/2010, 108 pag.
- Jørgensen S.E., 1992a. Parameters, ecological constraints and exergy. *Ecological Modelling*, **62**: 163-170.
- Jørgensen S.E., 1992b. Exergy and ecology. *Ecological Modelling*, **63**: 185-214.
- Jørgensen S.E., 2000. Application of exergy and specific exergy as ecological indicators of coastal areas. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **3**: 419-430.
- Jørgensen S.E., 2002a. Recent trends in the development of ecological models applied on aquatic ecosystems. *The Scientific World Journal*, **2**: 387-406.
- Jørgensen S.E., 2002b. *Integration of ecosystem theories: a pattern*. Kluwer, Dordrecht, pp. 86.
- Levine J.M., Hille Ris Lambers J., 2009. The importance of niches for the maintenance of species diversity. *Nature*, **461**: 254-257.
- Lotka A.J., 1927. Fluctuations in the Abundance of a Species considered Mathematically. *Nature*, **119**: 12.
- Ludovisi A., Poletti A., 2003. Use of thermodynamic indices as Ecological indicators of the development state of lake ecosystems. 2. Exergy and specific exergy indices. *Ecological Modelling*, **159**: 223-238.
- MA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC., 155 pag.
- Marques J.C., Jørgensen S.E. 2002. Three selected ecological observations interpreted in terms of a thermodynamic hypothesis. Contribution to a general theoretical framework. *Ecological Modelling*, **158**: 213-221.
- Marques J.C., Pardal M.A., Nielsen S.N., Jørgensen S.E., 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecological Modelling*, **102**: 155-167.
- Milcu A.I., Hanspach J., Abson D., Fischer J., 2013. Cultural Ecosystem Services: a Literature Review and Prospects for Future Research. *Ecology and Society*, **18** (3): 44-77. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05790-180344>
- Negri P., 1997. *Ruolo della zona riparia di una roggia di fondovalle in Valsugana, Trentino*. Tesi di Laurea, Università Ca' Foscari, Venezia, Italia.
- OECD, 2018. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*. OECD Publishing, Paris. 314 pag.
- OldeVetterink H., Wiegman F., Van der Lee G.E.M., Vermaat J.E., 2003. Role of active floodplain for nutrient retention in river Rhine. *J. Env. Qual.*, **32**: 1430-1435.
- OldeVetterink H., Vermaat J.E., Pronk M., Wiegman F., Van der Lee G.E.M., Van den Horn M.W., Higler L.W.G., Verhoeven J.T.H., 2006. Importance of sedimentation denitrification for plant productivity and nutrient retention in various floodplain wetlands. *Appl. Veg. Sci.*, **9**: 163-174.
- Petersen R.C., Madsen B.L., Wilzbach M.A., Magadza C.H., Parlborg A., Kullberg A., Cummins K.W. 1987. Stream management: emerging global similarities. *AMBIO*, **16** (4): 166-179.
- Postel S., Richter B., 2003. *Rivers for Life: managing water for people and nature*. Island Press, Washington D.C. (USA), 220 pag.
- Siligardi M., Avolio F., Baldaccini G., Bernabei S., Bucci M.S., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Floris B., Franceschini A., Mancini L., Minciardi M.R., Monauni C., Negri P., Pineschi G., Pozzi S., Rossi G.L., Sansoni G., Spaggiari R., Tamburro C., Zanetti M., 2007. IFF 2007. *Indice di Funzionalità Fluviale. Nuova versione del metodo revisionata e aggiornata*. Manuale APAT. Apat, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio – APPA Trento, Lineagrafica Bertelli, Trento, 325 pag.
- Siligardi M., Paoli F., Rubin A., 2016. *Individuazione e definizione delle Aree di Protezione. Fluviale nel territorio della Comunità delle Giudicarie*. Comunità delle Giudicarie, Tione di Trento (TN), 62 pag.
- Siligardi M., Zanetti M., 2018. *LIFE Project SilIFFE. Fluvial Functionality Index as planning instrument for a good governance of Sile's ecosystem, report azione C1-Pianificazione vincolistica per gli interventi*. Parco Naturale Regionale del fiume Sile, 100 pag.
- Silow E.A., 1999. The use of two lumped models for the analysis of consequences of external influences on the lake Baikal ecosystem. *Ecological Modelling*, **121**: 103-113.
- Silow E.A., Oh I.H., 2004. Aquatic ecosystem assessment using exergy. *Ecological Indicator*, **4**: 189-194.
- Silow E.A., Mokry A.V., 2010. Exergy as a tool for ecosystem health assessment. *Entropy*, **12**: 902-925.
- Steinborn W., Svirezhev Y., 2000. Entropy as an indicator of sustainability in agro-ecosystems: North Germany case study. *Ecological Modelling*, **133**: 247-257.
- Svirezhev Y.M., 2000. Thermodynamics and ecology. *Ecological Modelling*, **132**: 11-22.
- Verhulst P.H., 1838. Notice sur la loi que la population poursuit dans son accroissement. *Corresp. mathématique et physique*, **10**: 113-121.
- Xu F.L., 1997. Exergy and structural exergy as Ecol. Indic. for the development state of the Lake Chaohu ecosystem. *Ecological Modelling*, **99**: 41-49.
- Xu F.L., Jørgensen S.E., Tao S., 1999. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling*, **116**: 77-106.