



UPPSALA
UNIVERSITET

Konstruerade våtmarker

- effektiva näringsupptagare?

Annabelle Eriksson

Independent Project in Biology
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2012
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

Sammandrag

En våtmark är helt eller delvis täckt med permanent eller temporärt vatten. Här finns en flora och fauna som är anpassad till akvatiska och syrefattiga förhållanden. Varje våtmark utgör ett komplext system till vilket många olika faktorer är med och inverkar, till exempel mikroorganismer, växter och näringsämnen. Mellan dessa faktorer förekommer interaktioner. Många av dessa interaktioner är idag delvis förstådda, men frågetecken återstår än.

Konstruerade våtmarker har skapats av människan. Processerna som sker i dem kan liknas med de processer som sker i naturliga våtmarker. Här tas liksom i naturliga våtmarker en hel del näring upp. Därför är konstruerade våtmarker en naturlig och billig vattenreningsteknik. Många studier har utförts angående hur effektiva konstruerade våtmarker är på att ta upp näring. Studier har visat skilda resultat och det verkar som att förmågan att ta upp näringsämnen beror på en rad olika faktorer.

I denna översiktsartikel behandlas främst frågan om konstruerade våtmarkers förmåga att ta upp kväve och fosfor, och om de med denna förmåga är värda att investera mer i.

Konstruerade våtmarker är vanligtvis effektiva näringsupptagare, men allt beror på vad det är för typ av konstruerad våtmark frågan avser. Genom att använda naturliga och billiga resurser för att konstruera våtmarker som ger mindre problem med övergödda sjöar, och dessutom skapar habitat för flera djur och växter, borde intresset för att konstruera fler våtmarker öka på sikt.

Inledning

Jordbruk, skogsbruk och industrier utgör antropogena aktiviteter som idag påverkar vårt vatten genom att släppa ut en mängd näringsämnen till sjöar och hav (Ekstam 1999). Näringsberikat, så kallat eutrofierat vatten är världens största vattenkvalitetsproblem (Picard *et al.* 2004). Det kan leda till algblomning, syrebrist och en ändring i vattnets artkomposition (Elmgren 1989, Boesch *et al.* 2006). Ett sätt att motverka eutrofiering är att konstruera våtmarker på de platser där problemen är stora.

Konstruerade våtmarker har skapats av människan, men fungerar som naturliga våtmarker utifrån processerna som sker i dessa (Vymazal *et al.* 2006). Här förekommer, liksom i naturliga våtmarker flera komplexa biologiska, kemiska och fysikaliska processer (Coleman 2001). Dessa sker mellan växter, mikroorganismer, jord och sediment samt de näringsämnen och andra substanser som finns i tillrinningsvattnet (Slottmeister *et al.* 2003). Liksom i naturliga våtmarker sker en så kallad retentionsprocess. Retention innebär att ämnen, främst kväve och fosfor, tas upp från våtmarkens tillrinningsvatten och binds till våtmarkssystemet. Detta sker exempelvis genom upptag av mikroorganismer eller våtmarksväxter (Ekstam 1999). Konstruerade våtmarker är på grund av sin retentionsförmåga en naturlig och billig vattenreningsteknik (Greenway & Wolley 1998, Bachand & Horne 1999, Coleman 2001, Mayo & Bigambo 2005). För att kunna konstruera våtmarker som är effektiva på retention av näring krävs kunskap om processerna som sker i systemen. Forskningen har besvarat flera frågor kring dessa processer, men ännu kvarstår frågetecken (Coleman 2001, Slottmeister *et al.* 2003, Kyambadde *et al.* 2005). En orsak till dessa oklarheter kan vara att konstruerade våtmarkers processer beror på många olika faktorer (Slottmeister *et al.* 2003).

I denna översiktsartikel kommer följande punkter att behandlas:

- Översiktlig beskrivning av våtmarker, deras komponenter, processer och hotbild
- Översiktlig beskrivning av olika typer av konstruerade våtmarker
- Konstruerade våtmarkers förmåga att ta upp kväve och fosfor
- Jämförelse mellan konstruerade och restaurerade våtmarker
- Åtgärder för att få konstruerade våtmarker som är effektiva på att ta upp näring
- Frågan om konstruerade våtmarker är effektiva nog att investera i som resurs för att ta upp kväve och fosfor

Våtmarker – definition, klassificering, egenskaper och relevans

Definition

En våtmark definieras enligt Ramsarkonventionen som: "*Områden av mad, kärr, torvmark eller vatten, oavsett naturligt eller artificiellt, permanent eller temporärt, med vatten som är statistiskt eller flytande, sött, bräckt eller salt, inkluderande områden av marint vatten som vid lågvatten är lägre än sex meter djupt*" Och vidare: "*begreppet kan också innehålla strand -, och kustområden som ligger angränsande till våtmarker, och öar eller marina vattenområden djupare än sex meter vid lågvatten*" (Ramsar Convention 1996a, egen översättning från engelska).

Klassificering

Det finns flera olika klassificeringssystem i världen, både klassificeringar som innefattar våtmarkens hydrologiska och geomorfiska egenskaper, och klassificeringar som innefattar våtmarkens form, storlek, salthalt och vegetation (Clausen *et al.* 2006). År 1971 utvecklade Ramsarkonventionen ett internationellt klassificeringssystem för våtmarker. Här är våtmarkerna grupperade i marina våtmarker, inlandsvåtmarker och konstruerade våtmarker, som vidare är uppdelade i en mängd olika våtmarkstyper (Ramsar Convention 1996b). Begreppen som används för olika våtmarkstyper är något inkonsekventa. Nedan följer förklaringar till några bredare begrepp, främst baserade på Rydins och Jeglums bok (2006).

Torvmark

En torvmark innehåller minst 30 cm torv. Torv är organiskt material, till exempel *Sphagnum* spp. (vitmossa) som inte brutits ned helt utan istället ansamlats. Anledningen till detta är den långsamma nedbrytningsprocessen som sker i torvmarker på grund av bland annat låg syrehalt. Torvmarker är ofta näringsfattiga och sura på grund av det höga torvinnehållet. Begreppet torvmark är brett, men täcker inte hela våtmarksbegreppet då alla våtmarker inte innehåller torv.

Myrmark

En myrmark innehåller torvbildande vegetation. Miljön är dock inte alltid en torvmark, då den inte behöver innehålla 30 cm torv (Rydin & Jeglum 2006). Myrmarker är liksom torvmarker ofta näringsfattiga (Rydin *et al.* 1999). Begreppet myr delas vanligen upp i kärr och mosse.

Kärr

Ett kärr är konkavt format och får det mesta av sitt vatten från omkringliggande mineraljord. Här är pH-, och näringsvärden ofta relativt höga. Har kärret ett extra högt pH är det ofta artrikt, och benämns rikkärr. Har kärret lägre pH innehåller det vanligtvis färre arter, och benämns fattigkärr.

Mosse

En mosse är ofta konvext formad och har upphöjningar vid kanterna. Därmed får dessa enbart vatten från nederbörd. En mosse är extremt näringsfattig och har lägre pH än vad ett kärr har. Här är vattenytan alltid under markytan.

Två andra former av våtmarker, som inte alltid innehåller torv är sumpskog och mad.

Sumpskog

En sumpskog är en våtmark med buskage, eller en blötare skog. Dessa får vatten från omkringliggande mark och vattennivån hålls ofta en bit under markytan, varför träd och buskar kan växa här utan att få dränkta rötter. Sumpskogar är ofta relativt näringsrika.

Mad

Mark som är delvis till permanent blötad och innehåller näringsrikt vatten kallas mad. Dessa typer av våtmarker är vanligen dominerande i halvtorra och tropiska miljöer.

För att karakterisera våtmarker används ofta växterna som finns i dem som indikatorer (Brix 1997, Rydin & Jeglum 2006).

Våtmarkers speciella egenskaper

Rydin och Jeglum (2006) anser att våtmarker har vissa egenskaper som gör att de kan karakteriseras som våtmarker. De har en vattennivå nära markytan, är oftast syrefattiga, speciellt längre ned i marken, och översvämningar råder under så pass lång tid att de växter och djur som lever här behöver vara anpassade till att leva i vatten. Våtmarker har även, enligt Van der Valk (2006) en låg nedbrytningskapacitet som gör att de kan lagra stora mängder kol.

Relevans

Våtmarker har flera viktiga egenskaper.

Rening av vatten

Våtmarkernas idag mest omtalade förmåga är att förbättra vattenkvaliteten. Våtmarker kan både ta upp, avge och ombilda näring. Dessa funktioner gör att de idag används flitigt för praktiska syften inom till exempel natur- och miljövård. Ofta används de till exempel för att rena förorenat vatten innan det når ut till sjöar och hav (Sim *et al.* 2008).

Habitat till djur och växter

Våtmarker ger habitat för många djur och växter (Sim *et al.* 2008). Allt från mikroorganismer och hotade fåglar till vitmossor och sällsynta orkidéer finns här. Flera av dessa har en viktig roll i våtmarkerna.

Några av de mikroorganismer som finns i våtmarker är anpassade enbart till dessa speciella miljöer. Mikroorganismerna behöver mycket näringsämnen för att tillväxa, varför dessa tas upp ur våtmarken och ackumuleras i mikroorganismerna (van der Valk 2006).

Mikroorganismerna använder också näringsämnen som elektronacceptorer vid sin metabolism (Vymazal 2007, Wang & Li 2011). Därmed har de en viktig roll vid retention av näring.

De större växter som lever helt eller delvis vattentäckta i våtmarker kallas makrofyter. Dessa kan vara både kärlväxter och mossor (Slottmeister *et al.* 2003). Makrofyterna kan vara delvis vattentäckta (emergenta makrofyter), vara helt vattentäckta (submersa makrofyter), vara friflytande eller ha flytblad (van der Valk 2006). Dock verkar de emergenta makrofyterna vara vanligast i konstruerade våtmarker, då *Carex* spp. (halvgräsarter), *Iris pseudacorus* (gul

svärdslilja), *Juncus* spp. (tågväxter), *Phragmites australis* (bladvass), *Scirpus* spp. (sävarter) och *Typha* spp. (kaveldun) vanligen används (Reed & Brown 1992, Slottmeister *et al.* 2003). Makrofyterna har en viktig uppgift i våtmarker då de bland annat ger dess struktur samt påverkar dess kemi genom att ta upp och utsöndra ämnen (Brix 1997).

Övriga uppgifter

Våtmarker kontrollerar översvämningar genom att binda vatten, samt producerar biomassa och ger naturupplevelse för oss människor (Sim *et al.* 2008).

De biokemiska och biogeokemiska processerna

Flera processer sker mellan näringsämnen i tillrinningsvattnet och de biotiska och abiotiska faktorerna i våtmarkerna. Huvuddelen av dessa sker omkring makrofyternas rötter, i den så kallade rhizosfären (Slottmeister *et al.* 2003). Beroende på hur bra processerna i rhizosfären fungerar kan olika mycket näring tas upp i systemen. De näringsämnen som varit mest omtalade, bidragit mest till eutrofiering i sjöar och vattendrag och tagits upp i störst andel i våtmarker är kväve och fosfor. I tabell 1 visas hur dessa ämnen förekommer i olika former i våtmarker, och ingår i olika processer.

Tabell 1. Kväve och fosfor i dess olika former i våtmarker, samt de processer de ingår i visas i tabellen. Data från Reddy *et al.* (2001) och Vymazal (2007).

Namn	Kemisk beteckning/förkortning	Process
Ammoniak	NH ₃	Nitrifikation: NH ₃ → NO ₃ ⁻
Nitrit	NO ₂ ⁻	Mellanprodukt i nitrifikationen + elektronacceptor vid anammox
Nitrat	NO ₃ ⁻	Denitrifikation: NO ₃ ⁻ → N ₂
Kvävedioxid	NO ₂	Mellanprodukt i denitrifikationen
Kvävemonoxid	NO	Mellanprodukt i denitrifikationen
Dikväveoxid	N ₂ O	Mellanprodukt i denitrifikationen
Kvävgas	N ₂	Kvävefixering: N ₂ → NH ₃
Ammonium	NH ₄ ⁺	Anammox: NH ₄ ⁺ + NO ₂ ⁻ → N ₂
Ortofosfat	PO ₄ ³⁻	Som POP, PIP, LOP eller LIP (se nedan)
Partikulärt organiskt fosfor	POP	Jord- och torvackumulering
Partikulärt oorganiskt fosfor	PIP	Komplex med jordens metaller
Lösligt organiskt fosfor	LOP	Upptag av mikroorganismer
Lösligt oorganiskt fosfor	LIP	Jordadsorption, upptag av makrofyter och mikroorganismer

Kvävecykeln

Kvävecykeln är en komplex process. Denna möjliggör omvandling eller borttag av kväve från våtmarker (Mayo & Bigambo 2005, Vymazal 2007). Nedan beskrivs de viktigaste delprocesserna i kvävecykeln.

Nitrifikation

Nitrifikation innebär att ammoniak oxideras till nitrit och sedan till nitrat. Detta sker med hjälp av nitrifierande bakterier. Dessa bakterier är aeroba, varför nitrifikationen sker i våtmarkernas aeroba zoner (Edwards *et al.* 2006, Vymazal *et al.* 2006). Vymazal (1995, refererad i Vymazal 2007) menar att nitrifikationen bland annat påverkas av temperatur, pH, oorganiska kolkällor, mikrobiell population och koncentration av ammoniak och löst syre.

Denitrifikation

Denitrifikation innebär att nitrat reduceras till kvävgas. Detta sker i den anoxiska zonen med hjälp av anaeroba, denitrifierande bakterier (Arias *et al.* 2005). Bakterierna använder nitrit som elektronacceptor i dess metabolism (Vymazal 2007). Denitrifikationen påverkas bland annat av syrehalt, förekomst av denitrifierande bakterier, nitratkoncentration och tillgång på organiskt kol (Focht & Verstraete 1977, Vymazal 1995, refererade i Vymazal 2007).

Kvävefixering

Vid kvävefixering överförs kvävgas från atmosfären till ammoniak, som sedan kan utnyttjas av makrofyterna. Detta sker genom kvävefixerande bakterier och enzymkomplexet nitrogenas. Kvävefixerande bakterier kan till exempel vara cyanobakterier. Studier har visat att kvävefixeringen är störst under anaeroba förhållanden (Rajaramamohan & Rao 1984, Buresh *et al.* 1980). Detta kan enligt Rajaramamohan och Rao (1984) bero på att anaeroba förhållanden ger ökad rizosfärisk effekt, vilket bidrar till ökad kvävefixering.

Mineralisering

Vid mineralisering transformeras organiskt kväve till ammoniak (Cabrera *et al.* 2005). Mikroorganismerna utsöndrar enzymer som bryter ned proteinerna till aminosyror. Aminosyror tas sedan upp av mikroorganismerna där de deamineras, alltså blir av med sin aminogrupp, som transformeras till ammoniak (Tortora *et al.* 2007). Faktorer som påverkar kvävemineralisering är bland annat mängden organiskt kväve, temperatur och fuktighet (Cabrera *et al.* 2005). I torra jordar kan ammoniak lätt frigöras, eftersom det är en gas. I fuktigare jordar löses den vanligen med vatten och formar ammonium (Tortora *et al.* 2007).

Anammox

Anammox innebär att ammonium oxideras med nitrit till kvävgas. Nitrit fungerar som elektronacceptor i anammoxbakteriernas metabolism. Denna process kräver inte syre eller extra energi (Wang & Li 2011). Anammoxprocessen är än så länge nyutforskad och de biokemiska processerna bakom anammox och vad som effektiviserar processen är fortfarande inte helt klarlagda (Vymazal 2007, Luesken 2011).

Upptag av makrofyter

En del av det lösliga oorganiska kvävet som bildas i våtmarkerna tas upp av makrofyter (Hoagland *et al.* 2001, Mustafa & Scholz 2011, Wang & Li 2011). Främst är det ammoniak som tas upp eftersom detta är mest energibesparande att nyttja, men även nitrat är en vanlig källa för makrofyter (Vymazal 2007).

Av ovan nämnda processer är det enbart några få som flyttar kvävet från våtmarkssystemet, medan de övriga endast transformerar det (Vymazal 2007). Flera studier har visat att det främst är denitrifikationsprocessen som för ut kväve ur konstruerade våtmarker (Bachand & Horne 1999, Mayo & Bigambo 2005, Maine 2007, Garcia 2007, Scholz & Hedmark 2008). Nya studier av Wang och Li (2011) visar att kväveretention på grund av Anammox kan vara väldigt hög i förhållande till denitrifikationen i konstruerade våtmarker med låg kolenergi.

Fosforcykeln

Fosforcykeln är inte så komplex som kvävecykeln (Greenway & Wolley 1998). Fosfor finns i våtmarker i form av fosfater. Dessa kan förekomma i organiska eller oorganiska föreningar, och kan vara lösliga eller partikulära (Reddy *et al.* 2001). En vanlig förekommande fosfatform i våtmarker är ortofosfat. Detta är den enda form av fosfat som kan tas upp direkt av

makrofyter (Vymazal 2007). Det finns flera exempel på viktiga processer som ger inbindning eller omvandling av fosfor.

Anhopning i jord och torv

Partikulärt organisk fosfor som sjunkit till botten kan anhopas och lagras i våtmarkens jord och torv. Denna process är långsam men relativt långvarig (Reddy *et al.* 2001, Vymazal 2007).

Fällning med jordens metaller

Vid hög syretillförsel från till exempel makrofyter eller atmosfären fälls partikulärt oorganiskt fosfor vanligtvis ut med järn eller någon annan metall. Då redoxpotentialen sjunker reduceras metallen, vanligen Fe^{3+} till Fe^{2+} , och den bundna fosfor frigörs till vattnet (Patrick *et al.* 1973, Nowlin *et al.* 2005). Högst andel fosfor frigörs, enligt Patrick *et al.* (1973) vid en kombination av låg redoxpotential och lågt pH.

Jordadsorption

Vid jordadsorption rör sig löslig, oorganisk fosfor från vattnet i hållrum mellan jordpartiklarna till ytan på partiklarna. Då partiklarna mättas med fosfor eller då temperaturen är hög, och det är en låg fosforhalt i omkringliggande vatten kan desorption ske. Detta innebär att fosfor frigörs från jordpartiklarna till omkringliggande vatten (Vymazal 2007).

Upptag av makrofyter

Makrofyter tar upp fosfor i dess lösliga, oorganiska form. Fosforupptaget är ofta kortvarigt, bland annat eftersom kortlivade makrofyter som inte skördas bryts ned, varför fosfor åter frigörs (Reddy *et al.* 2001, Vymazal 2007).

Mineralisering och upptag av mikroorganismer

Mikroorganismer tar liksom makrofyter upp lösligt oorganiskt fosfor som de lagrar. Även detta upptag är kortvarigt, då fosfor åter frigörs till vattnet när mikroorganismerna dör (Vymazal 2007). Mikroorganismer kan även ta upp löslig organisk fosfor och omvandla till oorganisk fosfor genom sin metabolism (Ready *et al.* 1999, citerad av Bentzen *et al.* 1992).

Fosfor kan genomgå flera andra processer men eftersom det inte förekommer i någon gasform har det svårt att nå ut från systemet (Tortora 2007). Ovan nämnda processer kan föra ut fosfor ur systemet, även om detta oftast är kortvarigt (Vymazal 2007).

Försvinnande av naturliga våtmarker

Ungefär 50 % av världens våtmarker har försvunnit, och minskningen av våtmarkerna fortsätter då flera av dem som finns kvar är på väg att torka ut. En orsak till våtmarkernas försvinnande kan vara att det i många länder är ont om skyddsplaner för dem (Van der Valk 2006).

Hot mot våtmarker

Ett stort hot mot våtmarker är dräneringen av dem för bevattning av åkrar, vilket kan leda till att våtmarkerna torkar ut och förlorar sin förmåga att till exempel bilda torv (Rydin *et al.* 1999, Van der Valk 2006, Koç 2008). Dräneringen av våtmarker utförs också för att öka produktionen av skog (Roy *et al.* 2000). Roy *et al.* (2000) visade att tillväxten av balsamgran ökade då dränering gjorts efter skördning i våtmark. Liknande resultat har också uppmärksamats vad gäller andra träd (Conner 1994). Ett annat hot är de invasiva djur och

växter som kan bryta ned våtmarker. En laborationsstudie har visat att *Pomacea insularum* (äppelsnigeln) som invasiv art kan äta upp flera inhemska våtmarksmakrofyter (Burlakova 2009). Även den globala uppvärmningen är ett problem då ökad temperatur ger en högre nedbrytningshastighet, vilket till exempel medför förändring av vegetation (Van der Valk 2006).

Effekter av minskade våtmarker

Förutom att minskning av våtmarker ger sämre näringsretention innebär det också stora konsekvenser för den biologiska mångfalden. Minskning eller försvinnande av våtmarker ger effekter som till exempel habitatfragmentering. Detta leder till att populationsstorleken minskar i de små fragmenterade våtmarkshabitaten samt att spridningen mellan populationer minskar, eftersom det blir längre avstånd mellan våtmarkerna. Minskad spridning kan leda till en högre utdöenderisk då reproduktionsframgången minskar (Lehtinen RM *et al.* 1999). En orkidéart som växer i små populationer och är beroende av insektspollinering kan snabbt utrotas vid habitatfragmentering. Klonala växter som är anpassade till att växa i mindre populationer drabbas vanligen inte lika hårt (Lienert 2004).

Med försvinnandet av naturliga våtmarker har människan börjat agera genom att konstruera våtmarker.

Introduktion av konstruerade våtmarker

På 1950- talet gjordes det första försöket till att konstruera en våtmark. Detta gjordes av tyskan Dr. Käthe Seidel. Det var dock först på 60- talet, då Seidel planterade in makrofyter i våtmarkerna som försöket slog igenom (Käthe Seidel 1955, refererad i Vymazal *et al.* 2006). I början konstruerades endast små våtmarker, vars reningseffektivitet var låg. Med tiden har allt större våtmarker konstruerats. Flera studier har visat att denna konstruktion lämpar sig för olika former av rening, och därför fortsätter man än idag att konstruera våtmarker (Slottmeister *et al.* 2003). Meningen är att konstruerade våtmarker ska kunna ersätta tekniska avloppsreningsanläggningar (Bachand & Horne 1999, Coleman 2001). Dock upptar våtmarker stora ytor och används därför främst där utrymme finns (Greenway & Wolley 1998). Det vatten som behandlades i konstruerade våtmarker var från början främst avloppsvatten från mindre hushåll. De senaste två decennierna har våtmarker också används till att rena vatten från jordbruk, gruvor och industrier, samt förorenat regn- och utströmningsvatten (Vymazal *et al.* 2006).

Olika typer av konstruerade våtmarker

Det finns olika utformning på konstruerade våtmarker, Figur 1. Med olika utformningar får våtmarkerna olika typer av flöden och därmed sker olika typer av retentionsprocesser (Slottmeister *et al.* 2003, Vymazal *et al.* 2006).

A. Våtmarker med fri vattenyta

Dessa våtmarker kan jämföras med naturliga mader (Reed & Brown 1992). Här rinner det förorenade vattnet över jordytan. Systemen består av grunda bassänger med emergenta, submersa eller friflytande makrofyter som växer i jord (Bachand & Horne 1999, Vymazal *et al.* 2006). Eftersom systemets vatten främst får syre från vattenytan råder det syrebrist i systemet (Reed & Brown 1992). Detta möjliggör utförande av denitrifikation men ger en begränsad möjlighet till att utföra nitrifikation (Arias *et al.* 2005, Vymazal 2007). I denna typ

av våtmark kan näringsämnen i vattnet lätt komma i kontakt med jordens ytlager, där de flesta makrofytrötter finns, varför näringsupptag på grund av makrofyter kan vara hög (Brix 1997, Borin & Tocchetto 2007). Fosforretentionen är relativt långsam på grund av begränsad kontakt mellan det förorenade vattnet och jorden (Vymazal *et al.* 2006).

B. Våtmarker med horisontellt markflöde

Systemet består av ett rektangulärt jordlager vari makrofyter som *P. australis*, *Typha* spp. och *Phalaris arundinacea* (rörflen) växer (Edwards *et al.* 2006, Vymazal 2007). Hos dessa våtmarker flödar vattnet horisontellt i infiltrationsmaterialet. Infiltrationsmaterialet är en benämning på det material, i detta fall grus, varigenom vattnet filtreras (Vymazal 2007). Det vatten som finns i dessa våtmarker får i huvudsak enbart syre från små porer i närheten av makrofyternas rötter (Lawson 1985, citerad i Reed & Brown 1992), och har därmed liksom våtmarker med fri vattenyta en hög denitrifikationsmöjlighet men en begränsad möjlighet till att utföra nitrifikation (Arias *et al.* 2005, Vymazal 2007). Jorden, som utgör gränsen mellan vattnet och infiltrationsmaterialet är ofta dålig på att släppa igenom förbipasserande vatten. Mycket vatten flödar istället ovanför jorden med en kort uppehållstid. En kort uppehållstid innebär att vattnet snabbare byts ut i våtmarken, till exempel på grund av högre vattenflöde. Näringsämnen får då mindre kontakt med mikroorganismer, makrofyter, jord och sediment, vilket minskar retentionen av näringsämnen (Reed & Brown 1992, Vymazal *et al.* 2006). Nära kontakt mellan jorden och det förorenat vatten möjliggör dock för fosfor att adsorberas till jorden eller fällas ut med dess metaller (Vymazal 2007).

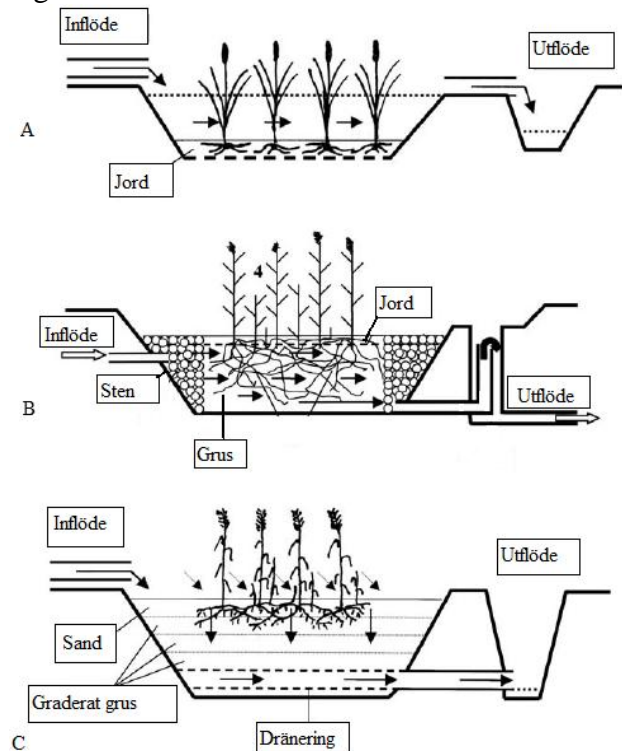
C. Våtmarker med vertikalt markflöde

Våtmarker med vertikalt markflöde är inte lika vanliga som de med horisontellt markflöde.

Här flödar vattnet vertikalt genom infiltrationsmaterialet (Slottmeister *et al.* 2003, Vymazal 2007). Infiltrationsmaterialet består av ett gruslager med ett sandlager ovanpå. Storleksskillnaderna på kornen gör att hålrummen ökar nedåt, vilket möjliggör syreberikning då inkommande vatten endast gradvis utfyller hålrummen. Därmed är dessa våtmarkstyper bra på att genomföra nitrifikation, men har en låg denitrifikationsgrad (Bahlo 2000, Vymazal *et al.* 2006). Fosforretentionen kan i dessa våtmarker, liksom i de med horisontellt markflöde fungera relativt bra på grund av nära kontakt mellan jord och förorenat vatten (Vymazal 2006). Dock kan det i detta system ske desorption av fosfor på grund av hög syretillförsel (Ready *et al.* 1999).

D. Kombinerade våtmarker

Våtmarker med horisontellt respektive vertikalt markflöde har använts och används fortfarande. Dessa har dock svårt att utföra både nitrifikation och denitrifikation i ett enda system (Arias *et al.* 2005, Vymazal 2007, Xinshan 2010). På grund av detta problem började man under inledningen av 80- talet använda så kallade



Figur 1. Olika våtmarksutformningar visas: A: Fri vattenyta, B: Horisontellt markflöde, C: Vertikalt markflöde. Även våtmarkernas makrofyter och infiltrationsmaterial visas. Omritad efter Vymazal (2007), avbildad från Vymazal (2001).

kombinerade våtmarker. Det var i princip ett sådant system som Seidel gjorde redan på 60-talet (Vymazal *et al.* 2006). Våtmarken är vanligen utformad så att ett system med vertikalt markflöde följs av ett system med horisontellt markflöde (Slottmeister *et al.* 2003). I det första systemet råder aeroba förhållanden som möjliggör nitrifikation, och i det andra systemet råder anaeroba förhållanden som möjliggör denitrifikation. På så vis kan för- och nackdelar med respektive system uppväga varandra (Vymazal 2007).

Retentionsförmåga hos konstruerade våtmarker

Att konstruera en effektiv våtmark är svårt eftersom många faktorer som kan påverka våtmarkens funktion är med och inverkar i systemet (Slottmeister *et al.* 2003, Picard *et al.* 2004). Därmed krävs mycket planering för att systemet ska bli effektivt på retention av näringsämnen. Våtmarken måste placeras på ett lämpligt ställe där tillrinningsvattnet kan inkomma och den bör ligga nära utsläppskällan. Hänsyn till landskapets topografi bör också tas, så att tillrinningsvattnet kan rinna nedåt mot våtmarken (Ekstam 1999). När beslut tagits om *var* en våtmark ska anläggas är nästa beslut *vilken typ* av våtmark som ska anläggas (Vymazal 2007). Vilken typ av våtmark som är lämplig att använda beror bland annat på i vilket område den ska utnyttjas. I områden med ett kallare klimat kan det vara svårt att konstruera effektiva våtmarker eftersom växtligheten och därmed även mikroorganismerna har låg aktivitet under större delen av året. Här konstrueras vanligtvis våtmarker med markflöde och lång uppehållstid eftersom dessa typer ofta ger högre näringsupptag än de med fri vattenyta, där flödes hastigheten vanligen är högre (Picard *et al.* 2004). Vilken typ av våtmark som ska användas beror också på vad målet med våtmarken är, till exempel om det är nitrifikation eller denitrifikation (Bahlo 2000, Arias *et al.* 2005).

För beslut om exakt våtmarksutformning krävs kunskap om de processer som påverkar retention av näring. Mikroorganismernas och makrofyternas roll i konstruerade våtmarker är tillsammans med bland annat jorden, sedimenten och det förorenade vattnet mycket komplex (Slottmeister *et al.* 2003).

Mikroorganismernas inverkan

Mikroorganismerna utför huvudarbetet vid omvandling och upptaget av näring, främst vad gäller kväve. Vad som sker med kvävet beror på mikroorganismernas artsammansättning. Vidare avgör bland annat syrehalten vilka arter av mikroorganismer som finns (Slottmeister *et al.* 2003), men även temperaturen (Picard *et al.* 2004). Kadlec & Ready (2001) visade att både mineralisering, nitrifikation och denitrifikation är temperaturberoende. De visade också att fosforretentionen endast påverkades lite av temperaturen. Detta eftersom fosfor vanligtvis renas av fysikaliska, temperaturoberoende processer, till exempel genom sedimentering (Kadlec & Ready 2001, Picard *et al.* 2004).

Makrofyternas inverkan

Mikroorganismernas roll i konstruerade våtmarker är relativt förstådd, medan makrofyternas roll är mer oklar (Brix 1994, Kyambadde 2005, Edwards *et al.* 2006). En del forskning visar att makrofyternas inverkan är liten vad gäller retention, då mer näring lagras i jord och sediment än i växterna (Mustafa & Scholz 2011), och att mikroorganismerna genom denitrifikation kan omvandla mycket mer kväve än vad makrofyterna kan ta upp (Bachand & Horne 1999, Mayo & Bigambo 2005). Flera studier har nu visat att även om makrofyterna inte alltid tar upp så mycket näring utgör de ändå viktiga ”ekologiska ingenjörer”. Detta genom att indirekt förbättra förmågan för våtmarker att rena vattnen genom att till exempel ge

syre och näring till mikroorganismerna (Brix 1994, Hoagland *et al.* 2001, Tanner 2001, Edward *et al.* 2006). Makrofyternas blad, stammar och rötter kan dessutom fungera som habitat för mikroorganismerna genom att de bildar biofilm på dem (Brix 1997). En studie av Holocová *et al.* (1999) visade att makrofyter även kan öka vattnets uppehållstid, det vill säga få vattnet att stanna kvar en längre tid i systemet. Detta gör att mer näring hinner tas upp av makrofyter och mikroorganismer, och att mer partikulärt fosfor kan sedimentera ned på botten (eftersom vattenflödet minskat) (Brix 1997). Makrofyterna har en stor indirekt påverkan på konstruerade våtmarkers retentionsförmåga (Tanner 2001, Edward *et al.* 2006). Detta kan till exempel bekräftas då flera studier visat att en kombination av både mikroorganismer och makrofyter ger högst näringsretention i våtmarker (Breen 1990, Hunter *et al.* 2001, Lüderitz & Gerlach 2002, Picard *et al.* 2004, Edward *et al.* 2006).

Makrofyternas kväveupptag

Flera studier har bedrivits på makrofyternas roll vid kväveretention. Några studier har visat att makrofyterna utgör den huvudsakliga rollen vad gäller retention av kväve, då de står för mer än hälften av kväveupptaget (Breen 1990, Borin & Tocchetto 2007, Scholz & Hedmark 2008). Andra studier har visat att makrofyterna tar upp mycket mindre kväve (Mayo & Bigambo 2005, Tuncsiper 2009, Wang & Li 2011). Mustafa och Scholz (2011) visade att makrofyterna stod för mindre än 1 % av kväveupptaget. I våtarken fanns flera klonala, emergenta makrofyter, av vilka enbart *Typha* sp. analyserades.

Makrofyternas fosforupptag

Fosforupptag av makrofyter kan, liksom kväveupptag variera. Lantzke *et al.* (1999) visade i en studie att makrofyter under en period på några månader kunde stå för hela 70 % av fosforupptaget i en konstruerad våtmark. De använde i sin studie klonala, emergenta makrofyter som *Typha* sp. och *Schoenoplectus* sp. (Säv), och menade att det höga upptaget berodde på den ständiga tillgången på fosfor. Mustafa och Scholz (2011) visade att *Typha* sp. stod för mindre än 1 % av fosforupptaget.

Det finns en stor variation på resultaten mellan studier och en orsak är att dessa inte har bedrivits med samma metoder och i samma våtmark. Vilka makrofyter som används spelar också en roll vid retention. I de flesta studier användes olika arter av klonala, emergenta makrofyter.

Faktorer som påverkar makrofyternas näringsupptag

Olika makrofyter är olika effektiva på att ta upp näringsämnen eftersom de har olika näringsbehov, fysiologi och morfologi (Coleman 2001, Picard *et al.* 2004). Submersa och friflytande växter har högst retentionsförmåga i förhållande till storlek, medan emergenta har lägre retentionsförmåga (Greenway & Wolley 1998). Dock verkar retentionsförmågan skilja sig stort även mellan liknande arter (Coleman *et al.* 2001, Kyambadde *et al.* 2005). En studie av Bachand och Horne (1999) har visat att en kombination av olika makrofyter, helst både emergenta, submersa och friflytande ger en optimal denitrifikation. Att en kombination behövs stämmer även överrens med studier gjorda av Coleman *et al.* (2001) och Karathanasis (2003). Zurita *et al.* (2009) menar att anledningen till att effektivare retention uppnås då fler makrofyter används beror på att det då finns fler habitat för mikroorganismerna, som utför en stor uppgift vid retention av näringsämnen. En stor artrikedom bland makrofyter är också bra för att minska risken för sjukdomar hos dem (Zirschky & Reed 1988). Ändå är det vanligt att konstruera våtmarker som domineras av endast några få arter, då ofta större, långlivade växter som *P. australis* och *Typha* spp. (Reed & Brown 1992). Att större arter används kan

bero på att de tar upp mer näring per planta (Greenway & Wolley 1998) och att de är bekvämare att skörda.

Graden av retention hos makrofyter beror också på vilken typ av konstruerad våtmark makrofyterna växer i. Wissing (1995, citerad i Slottmeister *et al.* 2003) visade att makrofyterna i en konstruerad våtmark med horisontellt markflöde hade en signifikant effekt på retentionen medan makrofyter i en våtmark med vertikalt markflöde endast bidrog lite till retentionen. Orsaken till detta var att vattnets uppehållstid i våtmarken med horisontellt markflöde var högre, varför mer näring hann tas upp av makrofyterna. Zurita *et al.* (2009) visade att mängden fosfor makrofyterna tar upp beror på vilken makrofyter som är i vilken våtmark. Vissa arter trivs bättre i en viss typ av våtmark än vad andra gör. Det är alltså viktigt att välja makrofyter utifrån våtmarkens utformning.

Makrofyternas retentionsförmåga kan också variera beroende på vilken tid på året mätningarna sker (Scholz & Hedmark 2008, Mustafa & Scholz 2011).

Jordens och Sedimentens inverkan

Retention kan även ske genom fysikaliska processer, då näring lagras i våtmarkens jord och sediment. Mustafa och Scholz (2011) visade att jorden var den huvudsakliga näringsfällan i den konstruerade våtmarken de studerade, då 52 % och 74 % av inkommande kväve respektive fosfor lagrades i jorden. Meuleman *et al.* (2009) visade istället värden på endast 7 respektive 14 %. Skillnader i retention kan bero på jordens olika kemiska och fysikaliska egenskaper, som påverkar näringsupptaget (Slottmeister *et al.* 2003). Mycket forskning har bedrivits på fosforretention i jord och sediment (Breen 1990, Zurayk *et al.* 1997, Lantzke *et al.* 1999, Borin & Tocchetto 2006), och det verkar som om dessa komponenter i de flesta fall utgör en viktig roll för fosforretention.

Gemensam inverkan

Ibland studeras våtmarkssystemets totala fosfor-, och kväveretention. Då inkluderas mikroorganismernas, makrofyternas, jordens och sedimentens roll utan att de enskilda komponenterna behöver studeras. Dock erhålls ingen uppfattning om hur våtmarkerna kan effektiviseras när de enskilda komponenternas funktion inte studeras.

Kväveretention

De studier som studerats i denna uppsats har ofta visat en total kväveretention på över 50 % i konstruerade våtmarker, vilket stämmer överrens med studier som Vymazal (2007) kartlagt. Resultaten har dock varierat stort mellan olika våtmarker, även de med samma utformning, Tabell 2. Orsaken är troligtvis att de olika våtmarkerna, trots samma eller liknande utformning, har skillnader i exempelvis vattnets uppehållstid och när och hur länge studien bedrivits. Vid en studie som bedrivits under en längre tid hinner en nykonstruerad våtmark etablera sig och fler mätvärden hinner tas, varför resultatet ofta blir säkrare. Även faktorer som hur mycket näring systemet erhåller kan påverka retentionen. Studier har visat att denitrifikationen ökar då systemet innehåller mycket kväve (Kadlec & Knight 1996 (citerad ur Beutel 2009), Vymazal *et al.* 2006) vilket kan förklaras med att bakterierna då kan arbeta mer effektivt (Ekstam 1999). Andra studier har dock inte visat denna korrelation (Bachand & Horne 1999, Beutel 2009).

Tabell 2. Visar resultat från studier bedrivna på retention av kväve. Olika utformning av konstruerade våtmarker (A, B, C, D; se sid. 7-9 för mer information), tillrinningsvattnets kvävemängd, vattnets uppehållstid och tidsperiod presenteras. Med ”-” menas att värde saknas.

Utformning	Tot. N. i tillrinningsvattnet (mg dm ³ -1) ^a	Vattnets uppehållstid (dagar)	Studietid (år)	Tot. N- retention under studien (%) ^a	Källa
A	31,0 ± 1,4	2,71	< 1	73,9/ 61,1 ^b	Kyambadde <i>et al.</i> 2005
A	13,2	7	5	90,0	Borin & Tocchetto 2007
A	19,5	12	>1	50,0	Greenway & Wolley 1998
B	28,7 ± 1,3	4	>1	53,7 ± 6,1/ 51,7 ± 6,1 ^b	Zurita <i>et al.</i> 2009
B	17,78	-	>1	48,9	Mayo & Bigambo 2005
B	26,27 ± 13,73	-	1	53,0	Edwards <i>et al.</i> 2006
B	62,0	4	~1	86,0	Greenway & Wolley 1998
C	103,5 ± 17,9	-	1	30,0	Meuleman <i>et al.</i> 2009
C	28,7 ± 1,3	-	> 1	48,1 ± 6,1/ 50,5 ± 6,1 ^b	Zurita <i>et al.</i> 2009
D	55,2	-	<1	91,2	Tuncsiper 2009
D	69,38 ± 6,66	-	< 1	82,9 ± 8,5	Ye & Li 2009

^a Värdena utgör medel- eller medianvärde av flera mätningar under studien. Eventuell standardavvikelse visas som ±.

^b Visar två retentionsvärden uppmätta från två våtmarker där enbart makrofyterna skilde dem åt.

Kyambadde *et al.* (2005) och Zurita *et al.* (2009) använde olika makrofyter i ett avgränsat våtmarkssystem och visade med detta att systemen tog upp olika mycket näring beroende på vilka makrofyter som användes. Retentionsvärdet som Tuncsiper (2009) visat är högt och kan bero på att detta mättes under sommaren. Under vintern var retentionen mycket lägre. Tuncsiper (2009) och Ye och Li (2009) använde sig av kombinerade våtmarker som möjliggjorde för en större andel nitrit att denitrifieras, vilket kan förklara de höga retentionsvärdena som uppnåddes.

Fosforretention

Fosforretentionen i konstruerade våtmarker är ofta flera gånger högre än retentionen i naturliga våtmarker (Vymazal 2007). Trots detta kan den ibland vara väldigt låg. Fosforretentionen kan, liksom kväveretentionen variera stort, Tabell 3.

Tabell 3. Visar resultat från studier bedrivna på retention av fosfor. Olika utformning av konstruerade våtmarker (A, B, C, D; se sid. 7-9 för mer information), tillrinningsvattnets fosformängd, vattnets uppehållstid och tidsperiod presenteras. Med ”-” menas att värde saknas.

Utformning	Tot. P. i tillrinningsvattnet (mg dm ³⁻¹) ^a	Vattnets uppehållstid (dagar)	Studiens tid (år)	Tot. P- retention under studien (%) ^a	Källa
A	23,8 ± 1,5	2,71	< 1	69,7/ 46,7 ^b	Kyambadde <i>et al.</i> 2005
A	6,8	12	>1	9,0	Greenway & Wolley 1998
B	2,2	-	2	99,0	Lüderitz & Gerlach 2002
B	8,3 ± 1,2	4	>1	44,7 ± 3,3/ 35,8 ± 3,3 ^b	Zurita <i>et al.</i> 2009
B	7,57 ± 4,97	-	1	70,0	Edwards <i>et al.</i> 2006
B	8,9	4	~1	70,0	Greenway & Wolley 1998
C	13,3 ± 1,9	-	1	24,0	Meuleman <i>et al.</i> 2009
C	5,4	-	1	44,0	Lüderitz & Gerlach 2002
C	8,3 ± 1,2	-	>1	49,5 ± 3,3/ 50,6 ± 3,3 ^b	Zurita <i>et al.</i> 2009
D	6,22 ± 0,96	-	<1	64,2 ± 7,9	Ye & Li 2009
D	4,0- 18,0	5	1	97,5	Li- hua <i>et al.</i> 2006

^a Värdena utgör medel- eller medianvärde av flera mätningar under studien. Eventuell standardavvikelse visas som ±.

^b Visar två retentionsvärden uppmätta från två våtmarker där enbart makrofyterna skilde dem åt.

Lüderitz och Gerlach (2002) använde i deras studie våtmarker med infiltrationsmaterial rikt på järn, till vilket fosfor absorberades. Detta kan förklara de höga fosforretentionsvärdena. Att den fosforbindande kapaciteten var lägre i våtmarken med vertikalt flöde än i våtmarken med horisontellt flöde kan förklaras av att pH- värdet var högre i våtmarken med vertikalt flöde, vilket sänker den fosforbindande kapaciteten. Li-hua *et al.* (2006) använde sig också delvis av ett infiltrationsmaterial med hög fosforbindande kapacitet, vilket kan vara en orsak till den höga fosforretentionen.

Totala andelen kväve-, och fosforretention kan skilja sig mycket. Förutom nämnda faktorer som kan påverka retentionsresultatet finns flera andra. Temperatur, våtmarkens ålder och storlek, vilka typer av näringsämnen som systemet erhåller och vad för typ av infiltrationsmaterial som används är ytterligare faktorer som påverkar retentionen.

Jämförelse mellan konstruerade och restaurerade våtmarker

Att restaurera en våtmark innebär att man försöker återskapa den naturliga våtmark som tidigare försvunnit. Syftet med detta är att få tillbaka den våtmark med de arter som tidigare fanns. Exempel på en åtgärd kan vara igenfyllning av diken som grävts. Vilken av den restaurerade eller konstruerade våtmarken som bäst liknar en naturlig är ännu inte utrett, men det är näst intill omöjligt för båda typerna att uppnå en naturlig våtmarks egenskaper. Det kan till exempel vara svårt att återinföra eller etablera vissa djur och växter, och att uppnå de vatten och markinteraktioner som tidigare fanns eller behövs (Van der Valk 2006). I Malakoffs artikel (1998) står angående restaurering av våtmarker: *“Ekologer är fortfarande oense om det är möjligt att restaurera våtmarker som fungerar som naturliga. Vissa, till exempel ekologen Zedler, är orolig över att våtmarksingenjörer inte har lärt sig från tidigare misstag. Andra är mer optimistiska och säger att projektens misstag idag kommer visa framgång med tiden”*. Det verkar med andra ord som att okunskap även finns vid restaurering av våtmarker. Det är oklart om det är den restaurerade eller konstruerade våtmarker som är effektivast på retention av näring, men det låter rimligt att effektiviteten är individuell från våtmark till våtmark. Dock finns ofta möjlighet att göra konstruerade våtmarker mer effektiva genom att till exempel reglera vattenflödet så de uppnår en högre retention. Detta bör inte genomföras hos restaurerade våtmarker eftersom syftet här i stort är att återskapa våtmarkens naturliga status och biologiska mångfald.

Vad kan effektivisera våtmarkerna?

En ökad befolkningstillväxt leder till minskad tillgänglig mark. Att effektivisera våtmarker på ett sådant vis att de kräver en mindre yta är i många fall en nödvändighet, då marken inte alltid är tillräcklig för stora våtmarker (Slottmeister *et al.* 2003).

Borttagning av biomassa

Upprensning av våtmarkernas sediment är viktigt eftersom jorden och sedimenten annars mätas med fosfor. Vid övermättad frigörs fosfor och återgår till vattnet (Ready *et al.* 1999). Genom att skörda gamla makrofyter kan mer näring fås ut ur systemet (Kyambadde 2005). Dock spelar inte alltid denna process en sådan stor roll. Lüderitz och Gerlach (2002) visade att den totala fosforretentionen endast ökade med 6-10 % då makrofyterna skördades. En orsak till detta kan vara att en stor mängd näring finns i makrofyternas rötter (Ekstam 1999), och att många av de klonala makrofyterna troligen kommer leva kvar då de är toleranta mot slåtter (Liu *et al.* 2007). Makrofyterna håller dock en optimal tillväxt vid effektiv skördning, vilket optimerar dess retentionsförmåga. Det är dock viktigt att enbart skörda en optimal andel makrofyter. Nedbrytningen av makrofyter är nämligen en viktig process för att kvävecykeln ska fungera (Vymazal 2007). Att skörda alla makrofyter kan dessutom medföra negativa effekter på det djurliv som behöver växterna som skydd och föda, samt en risk att kortlivade makrofyter försvinner om de inte hinner reproducera sig innan de skördas.

Att ta bort biomassa från våtmarkerna är arbetskrävande och inte ekonomiskt lönsamt om inte biomassan nyttjas till någonting annat. Slottmeister *et al.* (2003) anser att man bör planera vad man ska göra med biomassan. Att göra biobränsle eller papper av det skulle kunna bli ekonomiskt lönsamt i slutändan.

Återcirkulering av förorenat vatten

Att göra efterbehandlingsanläggningar på det vatten som renats i våtmarker kan förbättra retentionen. Studier av Arias *et al.* (2005) visar att en återcirkulering av nitratrikt vatten i en våtmark med vertikalt flöde ökade totala kväveretentionen från 1 till 52 %.

Kunskapsspridning

Konstruerade våtmarker görs ofta större än vad de behöver vara för att säkerställa en tillräcklig retention. Med rätt utformning för rätt ändamål krävs mindre och billigare våtmarker för att rena vattnet (Kadlec & Knight 1996, Bachand & Horne 1999). För att göra detta krävs dock kunskap, både om hur konstruktion kan göras och hur våtmarkerna upprätthålls. Många länder, speciellt de som verkligen är i behov av renare vatten kan få kunskap från de länder som besitter denna. I flera utvecklingsländer finns utrymme och lämplig vegetation för att upprätta konstruerade våtmarker (Kyambadde *et al.* 2005, Zurita *et al.* 2009).

Nya kunskaper

Reed och Brown (1992) anser att det hittills utförts lite forskning på utformning och funktion av olika konstruerade våtmarker. Fortsatt forskning behövs för att se hur konstruerade våtmarkers näringsupptagning kan effektiviseras ytterligare (Slottmeister *et al.* 2003).

Hur mycket tid och pengar ska investeras?

Att konstruera och effektivisera våtmarker kräver både tid och pengar. Det som avgör hur mycket som kan investeras i konstruerade våtmarker beror på hur effektiva de kan bli. Det måste löna sig att konstruera dem, både ur en ekonomisk och ur en ekologisk synvinkel.

Fördelar med att investera

Att konstruera fler våtmarker minskar eutrofieringen och gynnar djur och växter, då de får nya habitat.

Att effektivisera konstruerade våtmarker minskar kostnaderna för att upprätta dessa, då mindre yta krävs. Framförallt kan detta ge en fördel i högt befolkade länder där markpriset är högt (Bachand & Horne 1999).

I Sverige har användandet av konstruerade våtmarker med fri vattenyta i många fall varit kostnadseffektivt för att rena avlopps- och jordbruksvatten från kväve. Därmed har det investerats mycket i att konstruera sådana våtmarker under 90- talet. Även i Danmark har det lönat sig att investera i forskning och konstruktion av fler våtmarker, då kväveretentionen i våtmarker med vertikalt flöde nu uppnår 90 % i många system. I varken Danmark eller Sverige har dock problemet med fosfor lösts, även om infiltrationsmaterial effektiva på fosforupptag studerats intensivt. Ett nytt förslag är istället att för fosfor, liksom man gjort för kväve, använda försedimenteringstankar till vilka fosfor får sedimentera och binda till aluminium (Vymazal *et al.* 2006). Detta är något som kan vara värt att investera mer i, då fosfor är en stor bidragande faktor till eutrofieringen.

Nackdelar med att investera

Våtmarker är på grund av det höga kolinnehållet den mest bidragande faktorn till utsläpp av CH₄ (metan) (Montzka *et al.* 2011). Metan är en mer än 20 gånger starkare växthusgas än CO₂ koldioxid (Badr *et al.* 1991). Våtmarker är också en källa för dikväveoxid, som under

syrerika förhållanden kan emitteras från våtmarken innan det reducerats till kvävgas. Denna växthusgas kan leva i atmosfären i 120 år och den har en global uppvärmningspotential som är 296 gånger så hög som den hos koldioxid under ett tidsspänn på 100 år (Vymazal *et al.* 2006). En studie i Estland uppmätte att 9100- 9700 kg koldioxid, 16,3- 21,9 kg dikväveoxid och 230-295 kg metan varje år emitterade från en våtmark med markflöde (Mander *et al.* 2003, citerad ur Vymazal *et al.* 2006). Detta låter mycket, och skulle kunna utgöra en nackdel för konstruerade våtmarker. Vymazal *et al.* (2006) tror dock inte att de lokala konstruerade våtmarkerna har en signifikant global påverkan. Teiter och Mander (2005) mätte andelen metan och dikväveoxid som emitterades ur konstruerade våtmarker, och hävdar att ”även om allt globalt hushållsvatten skulle renas av våtmarker, skulle deras del av spårgasemissionen vara mindre än 1 %.”

Diskussion

Trots skilda resultat har flera studier visat en effektivitet på över 50 % vad gäller upptag av kväve respektive fosfor. Flera studier har visat väldigt höga upptagningsvärden, upp till över 90 % av vardera näringsämne. Möjligheten att konstruera våtmarker som är effektiva på att ta upp näring finns alltså. Det som saknas är oftast inte resurser eller ingenjörer som kan göra jobbet, utan kunskapen om *hur* jobbet ska göras. Genom att dela med sig av den kunskap som finns och ta till oss ny kunskap som erhålls från forskningen är konstruerade våtmarker intressanta nog att investera i!

Att retentionsresultaten har skiljt sig mycket mellan olika studier beror framförallt på att olika konstruerade våtmarker har studerats. Dessa har till exempel olika storlek, vegetation, uppehållstid och näringsladdning, som påverkar retentionen av näring. Även faktorer som temperatur och ålder på våtmarken har betydelse. Bakomliggande orsaker till den stora variationen av retention kan också vara otillräcklig kunskap för att skapa effektiva våtmarker. Fortfarande finns variabilitet som är svår att tolka, varför det ibland är svårt att exakt veta hur en våtmark ska konstrueras för att den ska vara så effektiv som möjligt.

Ju mer forskning som bedrivs, desto säkrare kommer vi bli på att konstruera effektiva våtmarker, och därmed kommer det att vara mer lönsamt att investera i konstruerade våtmarker. Att både satsa på forskningen och själva konstruktionen kan därför vara en god idé.

Våtmarker ger oss möjlighet att se många fågelarter vi annars inte ser, och många speciella växter som inte växer i något annat habitat. De minskar även eutrofieringen, världens största vattenmiljöproblem. Med tiden har dock antalet naturliga våtmarker minskat. En del av dessa går att restaurera, men kommer liksom konstruerade våtmarker i dagens läge inte uppnå den tidigare biologiska statusen. Vid konstruktion av våtmarker kan hänsyn tas till både näringsupptag och djur och växtlivet genom att till exempel reglera vattenflödet och införa makrofyter som både har hög näringsupptagningsförmåga och som gynnar djurlivet. Konstruerade våtmarker kan alltså utan problem uppfylla både syftet med restaurering av våtmarker: att generera en biologisk mångfald, och syftet med konstruktion av våtmarker: att rena vatten. Dessutom kan vi själva välja var vi vill ha våtmarkerna. Med förmågan att genom enbart naturliga resurser kunna skapa våtmarker där de verkligen behövs, och med de fördelar dessa ger oss och flera djur och växter, är konstruerade våtmarker värda att investera i. Med vidare forskning kommer vi att kunna uppnå de effektiva våtmarker som behövs för att rädda vårt orena vatten.

Tack

Jag vill tacka min seminariegrupp: Ylva Carlsson, Carl Lehto, Daniel Schrire och Fredrik Tegnér för konstruktiv kritik. Jag vill även tacka handledare Katariina Kiviniemi Birgersson för tips och stöd, samt Håkan Rydin som har funnits till hands.

Referenser

- Arias CA, Brix H, Marti E. 2005. Recycling of Treated Effluents Enhances Removal of Total Nitrogen in Vertical Flow Constructed Wetlands. *Journal of Environmental Science and Health* **40**: 1431-1443.
- Bachand PAM, Horne AJ. 1999. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering* **14**: 17-32.
- Badr O, Probert SD, O'Callaghan PW. 1991. Atmospheric methane: Its contribution to global warming. *Applied energy* **40**: 273 -31.
- Bahlo C. 2000. Treatment efficiency of a vertical-flow reed bed with recirculation. *Journal of environmental science and health* **35**: 1403-1413.
- Beutel MW, Newton CD, Brouillard ES, Watts RJ. 2009. Nitrate removal in surface-flow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima Basin. Washington. *Ecological engineering* **35**: 1538 -1546.
- Boesch D, Hecky R, Chair CO, Schindler D, Seitzinger S. 2006. Eutrophication of Swedish Seas. Swedish Environmental Protection Agency, Bromma.
- Borin M, Tocchetto D. 2007. Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. *Science of the Total Environment* **380**: 38-47.
- Breen PF. 1990. A mass Balance Method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Water Research* **24**: 689-697.
- Brix H. 1994. Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands. *Water Science Technology* **29**: 71-78.
- Brix H. 1997. Do Macrophytes play a Role in Constructed Treatment Wetlands? *Water Science Technology* **35**: 11-19.
- Buresh RJ, Casselman ME, Patrick WH. 1980. Nitrogen Fixation in Flooded Soil Systems, A Review. *Advances in Agronomy* **33**: 149-192.
- Burlakova LE, Karatayev AY, Padilla DK, Cartwright LD, Hollas DN. 2009. Wetland restoration and invasive species: Apple snail (*Pomacea insularum*) feeding on native and invasive aquatic plants. *Restoration Ecology* **17**: 433-440.
- Cabrera ML, Kissel DE, Vigil MF. 2005. Nitrogen mineralization from organic residues: Research opportunities. *Journal of environmental quality* **34**: 75 -79.
- Clausen JC, Ortega IM, Glaude CM, Relyea RA, Garay G, Guineo O. 2006. Classification of wetlands in a patagonian National Park, Chile. *Wetlands* **26**: 217 -229.
- Coleman J, Hench K, Garbutt K, Sextone A, Bissonnette G, Skousen J. 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, air and soil pollution* **128**: 283 -295.
- Conner W. 1994. Effect of forest management practices on southern forested wetland productivity. *Wetlands* **14**: 27-40.
- Edwards KR, Cizcova H, Zemanova K, Santruckova H. 2006. Plant growth and microbial processes in a constructed wetland planted with *Phalaris arundinacea*. *Ecological Engineering* **27**: 153-165.
- Ekstam B. 1999. Våtmarker. Linnéuniversitetet, Kalmar.

- Elmgren R. 1989. Man's Impact on the Ecosystem of the Baltic Sea: Energy Flows Today and at the Turn of the Century. *A Journal of the Human Environment* **18**: 326-332.
- Garcia J, Capel V, Castro A, Ruiz I, Soto M. 2007. Anaerobic biodegradation tests and gas emissions from subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology* **98**: 3044-3052.
- Greenway M, Wolley A. 1998. Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecological Engineering* **12**: 39-55.
- Hoagland CR, Gentry LE, David MB, Kovacic DA. 2001. Plant Nutrient Uptake and Biomass Accumulation in a Constructed Wetland. *Journal of Freshwater Ecology* **16**: 527-540.
- Hunter RG, Combs DL, George DB. 2001. Nitrogen, phosphorous and organic carbon removal in simulated wetland treatment systems. *Archives of environmental contamination and toxicology* **41**: 274-281.
- Kadlec RH, Ready KR. 2001. Temperature Effects in Treatment Wetlands. *Water Environmental Research* **73**: 543-557.
- Karathanasis AD, Potter CL, Coyne MS. 2003. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* **20**: 157 -169.
- Koç C. 2008. The influence of drainage projects on environmental and wetland ecology. *Environmental Progress* **27**: 353-364.
- Kyambadde J, Kansiime F, Dalhammar G. 2005. Nitrogen and phosphorus removal in substrate-free pilot constructed wetlands with horizontal surface flow in Uganda. *Water, air and soil pollution* **165**: 37 -59.
- Lantzke IR, Mitchell DS, Heritage AD, Sharma KP. 1999. A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetlands. *Ecological Engineering* **12**: 93-105.
- Lehtinen RM, Galatowitsch SM, Tester JR. 1999. Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands* **19**: 1-12.
- Lienert J. 2004. Habitat fragmentation effects of fitness of plant populations - A review. *Journal for nature conservation*: **12**: 53-72.
- Li-hua CUI, Wen LIU, Xi-zhen ZHU, Mei MA, Xi-hua HUANG, Yan-yang XIA. Performance of Hybrid Subsurface Constructed Wetlands for Treating Urban Runoff. *Journal of Environmental Sciences* **18**: 665-669.
- Liu HD, Yu FH, He WM, Chu Y, Dong M. 2007. Are clonal plants more tolerant to grazing than co-occurring non-clonal plants in inland dunes? *Ecological research* **22**: 502 -506.
- Luesken FA, Sanchés J, van Alen TA, Sanabria J, Op den Camp HJM, Jetten MSM, Kartal B. 2011. Simultaneous nitrite-dependent anaerobic methane and ammonium oxidation processes. *Applied and Environmental Microbiology*. **77**: 6802-6807.
- Lüderitz V, Gerlach F. 2002. Phosphorous removal in different constructed wetlands. *Acta biotechnology* **22**: 91-99.
- Maine MA, Suñe N, Hadad H, Sánchez G, Bonetto C. 2007. Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance. *Chemosphere* **68**: 1105-1113.
- Malakoff D. 1998. Restored Wetlands Flunk Real-World Test. *Science* **280**: 371-372.
- Mayo AW & Bigambo T. 2005. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. *Physics and Chemistry of the Earth* **30**: 658 – 667.
- Meuleman AFM, van Logtestijn R, Riis GBJ, Verhoeven JTA. 2009. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering* **20**: 31-44.

- Montzka SA, Dlugokencky EJ, Butler JH. 2011. Non-CO₂ greenhouse gases and climate change. *Nature* **476**: 43 -50.
- Mustafa A, Scholz M. 2011. Nutrient Accumulation in *Typha latifolia* L. and Sediment of a Representative Integrated Constructed Wetland. *Water Air Soil Pollution* **219**: 329-341.
- Nowlin WH, Evarts JL, Vanni MJ. 2005. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater biology* **50**: 301 -322.
- Patrick WH, Goth S, Williams BG. 1973. Strengite dissolution in flooded soils and sediments. *Science* **179**: 564 -565.
- Picard CR, Fraser LH, Steer D. 2004. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource Technology* **96**: 1039-1047.
- Rajaramamohan R, Rao JLN. 1984. Nitrogen fixation (C₂H₂ reduction) in soil samples from rhizosphere of rice grown under alternate flooded and nonflooded conditions. *Plant and soil* **81**: 111 -118.
- Ramsar Convention, 1996a. WWW-dokument: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-activities-cepa-classification-system/main/ramsar/1-63-69%5E21235_4000_0. Hämtad 2012-01-20.
- Ramsar Convention. 1996b. WWW-dokument: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-activities-cepa-classification-system/main/ramsar/1-63-69%5E21235_4000_0. Hämtad 2012-02-06.
- Ready KR, Kadlec RH, Flaig E, Gale PM. 1999. Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical reviews in Environmental Science and Technomogy* **29**: 83-148.
- Reddy KR, Newman S, Osborn TZ, White JR, Fitz HC. 2001. Phosphorous Cycling in the Greater Everglades Ecosystem: Legacy Phosphorous Implications for Management and Restoration. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **41**: 149-186.
- Reed SC, Brown DS. 1992. Constructed wetland design – the first generation. *Water Environment Research* **64**: 776-781.
- Roy V, Ruel JC, Plamondon AP. 2000. Establishment, growth and survival of natural regeneration after clearcutting and drainage on forested wetlands. *Forest Ecology and Management* **129**: 253-267.
- Rydin H, Jeglum JK. 1996. *The Biology of Peatlands*. Oxford University Press, New York.
- Rydin H, Snoeijs P, Diekmann M. 1999. Swedish plant geography, ss. 91-112. Svenska Växtgeografiska Sällskapet, Uppsala.
- Scholz M, Hedmark Å. 2008. Constructed Wetlands Treating Runoff Contaminated with Nutrients. *Water Air Soil Pollution* **205**: 323-332.
- Sim CH, Yosoff MK., Shutes B, Ho SC, Mansor M. 2008. Nutrient removal in a pilot and full scale constructed wetland. *Journal of Environmental Management* **88**: 307-317.
- Slottmeister U, Wießner A, Kusch P, Kappelmeyer U, Kästner M, Bederski O, Müller RA, Moormann H. 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* **22**: 93-117.
- Tanner CC. 2001. Plants as ecosystem engineers in subsurface- flow treatment wetlands. *Water Science Technology* **44**: 9-17.
- Tortora GJ, Funke BR, Case CL. 2007. *Microbiology: An introduction*. 9:e upplagan. Pearson Education, San Fransisco.
- Teiter S, Mander Ü. 2005. Emission of N₂O, N₂, CH₄, and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecological Engineering*. **25**: 528–541.
- Tuncsiper B. 2009. Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system. *Desalination* **247**: 466 -475.

- Van der Valk AG. 2006. *The Biology of Freshwater Wetlands*. Oxford University Press, Oxford.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, **380**: 48- 65.
- Vymazal J, Greenway M, Tonderski K, Brix H, Mander Ü. 2006. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. *Ecological Studies* **190**: 69-91.
- Wang L, Li T. 2011. Anaerobic ammonium oxidation in constructed wetlands with bio-contact oxidation as pretreatment. *Ecological Engineering* **37**: 1225-1230.
- Xinshan S, Qin L, Denghua Y. 2010. Nutrient removal by hybrid subsurface flow constructed wetlands for high concentration ammonia nitrogen wastewater. *Procedia Environmental Sciences* **2**: 1461 -1468.
- Ye F, Li Y. 2009. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering* **35**: 1043 - 1050.
- Zurayk R, Nimah M, Geha Y, Rizk C. 1997. Phosphorus retention in the soil matrix of constructed wetlands. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **28**: 6-8.
- Zurita F, Anda JD, Belmont MA. 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface- flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* **35**: 861-869.