
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport

Nr 2024-1

Spillvattenvåtmarker som del i kommunal avloppsrening

Linus Halvarsson

Peter Ridderstolpe

Tova Forkman Fahlgren

Emma Nyholm

Adam Engström Svanberg

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Spillvattenvåtmarker som del i kommunal avloppsrening
TITLE OF THE REPORT	Treatment wetlands as a part of municipal wastewater treatment
FÖRFATTARE	Linus Halvarsson, WRS, Peter Ridderstolpe, WRS, Tova Forkman Fahlgren, WRS, Emma Nyholm, Uppsala universitet, och Adam Engström Svanberg, WRS
RAPPORTNUMMER	2024-1
ANTAL SIDOR	82
SAMMANDRAG	Spillvattenvåtmarker har använts i Sverige sedan början av 1990-talet som reningssteg i kommunal rening av avloppsvatten. De har framgångsrikt minskat belastningen av näringsämnen på recipienterna. I rapporten sammanställs befintlig kunskap tillsammans med en analys av data från 2010 till 2022. Resultaten visar att våtmarker reducerar näringsämnena och har potential att reducera mikroföroreningar.
SUMMARY	In the beginning of the 1990s some Swedish wastewater treatment plants began to use treatment wetlands as a part of the water treatment process. The wetlands constitute a complementary treatment step as they, together with the traditional treatment processes in the plant, allow far-reaching purification, provided they are designed and dimensioned correctly. Several studies on the function of these wetlands have shown that, in addition to the removal of nitrogen and phosphorus, they also remove pathogens and micropollutants effectively.
SÖKORD	Spillvattenvåtmark, efterbehandlingsvåtmark, våtmark, översilningsyta, pulskärr, kompletterande rening, behandlingsvåtmark, avloppsrening
KEYWORDS	Treatment wetland, created wetland, created surface wetland, water harmonica, overland flow, surface-flow constructed wetland, wastewater wetland, sequence batch wetland
MÅLGRUPPER	VA-huvudmän, miljöförvaltningar, länsstyrelser, studenter
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2024
UTGIVARE	©Svenskt Vatten AB
REFERENS	Halvarsson L., Ridderstolpe P., Forkman Fahlgren T., Nyholm E. och Engström Svanberg A. (2024). Spillvattenvåtmarker som del i kommunal avloppsrening. SVU-rapport 2024-1. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	22-111
PROJEKTETS NAMN	Våtmarker – ett kompletterande reningssteg till kommunala avloppsreningsverk
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, WRS, Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö AB, Nynäshamns kommun, Oxelö Energi AB, Växjö kommun och Region Gotland

Förord

Genom att nyttja naturens processer kan reningssteg skapas utomhus. Detta kan exempelvis göras med infiltration, markbäddar eller med våtmarker. Dessa åtgärder drar ofta mindre elektrisk energi än motsvarande processer inomhus men kräver i stället mer utrymme. Sedan 1990-talet används anlagda våtmarker i Sverige som en del av reningsprocessen vid avloppsreningsverk. Dessa våtmarker har visat sig kunna bidra till en robust och långt gående rening, samtidigt som de ofta varit uppskattade som tätortsnära rekreationsmål.

Den här rapporten sammanfattar hur svenska spillvattenvåtmarker fungerar och vilken rening som kan förväntas beroende på utformning och dimensionering. Mekanismer för rening diskuteras utifrån befintlig kunskap och genom att data från reningsverkens kontrollprogram analyserats. Genom intervjuer med driftansvariga för våtmarkerna redovisas också drifterfarenheter och mervärden som kan skapas i våtmarkerna.

Genom denna rapport hoppas vi kunna ge VA-huvudmän och miljökontor ytterligare ett verktyg i VA-lådan när de söker lösningar att minska samhällets påverkan på våra vattendrag.

Vi vill rikta vårt tack till de deltagande kommunerna som bistått med finansiering, analysdata, kunskap om sina våtmarker samt ett genuint intresse för den här typen av reningsanläggningar: Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö AB, Nynäshamns kommun, Oxelö Energi AB, Växjö kommun och Region Gotland. Vi vill även rikta ett tack till Ellen Edefell och Karin Tonderski som har stöttat i viktiga frågor och granskat rapporten inom sina expertområden samt till Emma Nyholm som bidragit med viktiga analyser via sitt examensarbete. Till sist vill vi tacka Peter Ridderstolpe för all den kunskap du delar med dig av kring spillvattenvåtmarker och ditt aldrig sinande engagemang i frågan. Utan dig hade idén till det här projektet inte fötts, och utan dig och Hans Wallin hade det kanske inte heller funnits några spillvattenvåtmarker i Sverige att utvärdera.

Linus Halvarsson och Tova Forkman Fahlgren

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
1 Inledning	6
1.1 Syfte och mål.....	6
1.2 Avgränsningar.....	7
2 Våtmarker för spillvattenrening	8
2.1 Svenska spillvattenvåtmarker – kort historik.....	8
2.2 Reningsprocesser i våtmarker.....	9
2.3 Mervärden.....	14
2.4 Drift, underhåll och skötsel	14
2.5 Utsläppskontroll.....	15
3 Metod	17
3.1 Reningsverkens egenkontroll.....	17
3.2 Intervjustudie.....	18
3.3 Tidigare studier.....	18
4 Erfarenheter från 30 år med spillvattenvåtmarker	21
4.1 Brannäs våtmark.....	21
4.2 Alhagen våtmark.....	26
4.3 Ekeby våtmark	27
4.4 Magle våtmark.....	28
4.5 Karö våtmark	30
4.6 Örsundsbro våtmark	31
4.7 Granskärs våtmark	32
4.8 Trosa våtmark	33
4.9 Våtmarkernas reningsfunktion	35
4.10 Drift, skötsel och underhåll.....	47
4.11 Mervärden.....	49
5 Diskussion och slutsatser	51
5.1 Kväveavskiljning	51
5.2 Fosforavskiljning	52
5.3 Avskiljning av smittoämnen	52
5.4 Avskiljning av läkemedelsrester	53
5.5 Påverkan på spillvattenvåtmarker efter driftstörningar i avloppsreningsverk.....	53
5.6 Hur ser drift- och underhållsbehovet ut för en spillvattenvåtmark?.....	54
5.7 Osäkerheter i spillvattenvåtmarker där fortsatta studier kan vara intressanta.....	55
Referenser	57
Bilaga A Intervjufrågor	63
Bilaga B Tabeller med reduktion av läkemedel för olika våtmarker	66
Bilaga C Examensarbete, metod	72

Sammanfattning

Spillvattenvåtmarker har använts i Sverige sedan början av 1990-talet som reningssteg i kommunal rening av avloppsvatten. De har framgångsrikt minskat belastningen av näringsämnen på recipienterna. I rapporten sammanställs befintlig kunskap tillsammans med en analys av data från 2010 till 2022. Resultaten visar att våtmarker reducerar näringsämnen och har potential att reducera mikroföroreningar.

Spillvattenvåtmarker tillsammans med de traditionella processerna i avloppsreningsverket medger mycket långtgående rening, förutsatt att de utformas och dimensioneras rätt. Flera studier som genomförts av spillvattenvåtmarkers funktion har visat att de, förutom för avskiljning av kväve och fosfor också är effektiva när det gäller avskiljning av smittämnen, läkemedelsrester och mikroplaster.

En genomgång av driftdata från år 2010 och framåt har genomförts för sju svenska spillvattenvåtmarker tillsammans med en intervjustudie samt inläsning av tidigare studier för att ge en så bra bild som möjligt över kunskapsläget. Projektet har letts av WRS AB tillsammans med Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö AB, Nynäshamns kommun, Oxelö Energi, Region Gotland och Växjö kommun.

Reningsprocesserna i våtmarker är i princip desamma som används i traditionell avloppsrening, men i stället för att processerna drivs av el (luftning) eller tillsatt kol drivs de av solen och gravitationen. De viktigaste processerna i våtmarker är sedimentation inklusive sorption, fastläggning och biologisk nedbrytning eller omvandling.

Resultaten visar att de studerade våtmarkerna avskiljer eller omvandlar mellan 500 och 2 000 kg kväve per år och hektar beroende på belastning och utformning. En av våtmarkerna hade högre avskiljning men där var data mer osäkra på grund av en okänd utblandning från ett skogsdike. Genom att anlägga våtmarker kan krav på kväverening uppnås med mindre åtgång av energi och/eller tillsatt kol i reningsverket.

De studerade våtmarkerna avskilde fosfor proportionellt mot fosforbelastningen på våtmarken, och utgående halter av fosfor med en rätt utformad våtmark kan hållas mellan 0,05 och 0,1 mg/l där det finns ett fällningssteg i reningsprocessen innan våtmarken.

Spillvattenvåtmarker minskar förekomsten av indikatororganismer kopplade till smittspridning i vattnet. Genom att anlägga en våtmark innan utsläpp till vattendrag med liten omblandning eller i närheten av badplatser kan risker för spridning till människor och miljö minskas.

Flera studier visar att läkemedelsrester reduceras i spillvattenvåtmarker. Bäst effekt verkar de våtmarker ha som är anpassade för nitrifiering av ammoniumkväve. Avskiljningen är bäst sommartid när den biologiska aktiviteten är som störst. Det finns flera osäkerheter i effektiviteten av att avskilja mer svårnedbrytbara ämnen och vad som händer med nedbrytningsprodukterna. Slutsatsen är att mer forskning behövs kring detta.

De studerade våtmarkerna har olika grad av manuell drift där vissa kräver insatser flera gånger per vecka och andra i princip inga insatser. Det krävs dock rondering av våtmarkerna kontinuerligt för att ha löpande kontroll av hydrauliken och funktionen i övrigt. De flesta av de studerade våtmarkerna har kommit att bli uppskattade rekreatiomsområden för närboende. Ornitologer reser ibland långväga till våtmarkerna som blivit populära rastplatser och häckningsplatser för fåglar.

Spillvattenvåtmarker kan vara ett alternativ för mindre avloppsreningsverk som har problem med utsläppsvärden, men även vid nybyggnation.

Summary

In the beginning of the 1990s some Swedish wastewater treatment plants began to use treatment wetlands as a part of the water treatment process. The wetlands constitute a complementary treatment step as they, together with the traditional treatment processes in the plant, allow far-reaching purification, provided they are designed and dimensioned correctly. Several studies on the function of these wetlands have shown that, in addition to the removal of nitrogen and phosphorus, they also remove pathogens and micropollutants effectively.

This report contains a study of operating data from 2010 until 2022 from seven Swedish treatment wetlands together with an interview study and a review of previous studies.

The project has been led by WRS AB together with Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö AB (operators of the waste water treatment plants (WWTPs) in Eskilstuna municipality), Nynäshamn municipality, Oxelö Energi (operators of the WWTPs in Oxelösunds municipality), Region Gotland (operators of the WWTPs on Gotland) and Växjö municipality.

The treatment processes in wetlands are essentially the same as those used in traditional sewage treatment plants, but instead of the processes being driven by electricity (aeration for example) or the addition of carbon sources, the processes are instead driven by the sun and gravity. The most important treatment processes in wetlands are sedimentation including sorption, and biological degradation/transformation.

The results show that the examined wetlands separate/transform between 500 and 2 000 kg of nitrogen per year and hectare, depending on load and design. One wetland had even higher separation, but the data had a higher level of uncertainty due to unknown mixing from forest runoff. By creating wetlands, requirements for nitrogen purification can be achieved with less energy consumption and/or the addition of carbon source in the treatment plant.

The results show that the examined wetlands separated phosphorus proportionally to the phosphorus load. The levels of phosphorus in the outflow with a properly designed treatment wetland can be kept between 0,05 and 0,1 mg/l when there is a flocculation step in the water treatment plant before the wetland.

Treatment wetlands reduce pathogens in the water. By constructing a wetland before the water is released into a small recipient with a little amount of mixing or nearby bathing areas, risks of spreading pathogens to people and the environment can be reduced.

Several studies show that rests of pharmaceuticals are reduced in treatment wetlands. Treatment wetlands that are adapted for nitrification of ammonium nitrogen seem to have the best removal of these micropollutants. The reduction seems to be better during summer when the biological activity is at its highest. There are uncertainties in the reduction efficiency of persistent substances that are difficult to degrade as well as what happens to the degradation products. One conclusion is that more research is needed.

The studied wetlands have varying degrees of operation. Some are managed several times per week and others less often and/or by sensors. However, it is necessary to overlook the wetlands continuously in order to control the hydraulics and the function in general.

Most of the studied wetlands have become valued recreational areas for local residents. Ornithologists sometimes travel long distances to the wetlands, which have become popular resting and nesting sites for birds.

1 Inledning

Våtmarker har sedan början av 1990-talet använts som processteg i kommunal rening av avloppsvatten vid svenska avloppsreningsverk. Dessa så kallade spillvattenvåtmarker utgör ett kompletterande reningssteg då de tillsammans med de traditionella processerna i verket medger mycket långtgående rening, förutsatt att de utformas och dimensioneras rätt. Flera studier som genomförts av spillvattenvåtmarkers funktion har visat att de förutom avskiljning av kväve och fosfor också är effektiva avseende avskiljning av smittämnen, läkemedelsrester och mikroplaster. Spillvattenvåtmarker är särskilt intressant för avloppsreningsverk i små och medelstora tätorter och kunskap om funktionen hos dessa anläggningar är viktig att sprida till medlemmarna i Svenskt Vatten.

I arbetet med denna rapport har en genomgång av driftdata för sju svenska spillvattenvåtmarker sedan 2010 genomförts för att komplettera resultat från tidigare studier. Dataanalysen har till största delen tagits fram genom ett examensarbete utfört av Emma Nyholm för civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och SLU (Nyholm, 2023). Emma undersökte hur väl sju spillvattenvåtmarker avskilde kväve och fosfor utifrån analysresultat från år 2010 till år 2022 samt hur fem spillvattenvåtmarker avskilde läkemedelsrester (mikroföroreningar) utifrån tidigare genomförda studier. Denna rapport sammanfattar resultatet av denna undersökning samt tidigare studier av spillvattenvåtmarker som har gjorts sedan idrifttagningen av de första våtmarkerna på 1990-talet. Rapporten ger en bild av kunskapsläget kring spillvattenvåtmarkers funktion och visar på var det behövs kunskapshöjande åtgärder.

Projektet har letts av WRS AB tillsammans med ESEM (Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö AB), Nynäshamns kommun och Oxelö Energi som har spillvattenvåtmarker samt med Region Gotland och Växjö kommun som funderar på att anlägga spillvattenvåtmarker.

1.1 Syfte och mål

Syftet med projektet var att höja kunskapsläget kring våtmarker som kompletterande reningssteg till kommunala avloppsreningsverk.

Målet med projektet har varit att ta fram en sammanställning av befintlig kunskap kring användningen av våtmarker som ett reningssteg, samt ge rekommendationer för när detta är lämpligt.

Frågeställningarna i projektet har varit:

- Vilken kväveavskiljning (-omvandling) kan man förvänta sig i spillvattenvåtmarker med avseende på belastning och utformning och vilka processer bedöms bidra till avskiljningen?
- Vilken fosforavskiljning kan man vänta sig i spillvattenvåtmarker med avseende på belastning och utformning och vilka processer bedöms bidra till avskiljningen?
- Hur stor är avskiljningen av smittoämnen i spillvattenvåtmarker med avseende på belastning och utformning?
- Hur stor är avskiljningen av läkemedelsrester i spillvattenvåtmarker med avseende på belastning och utformning?
- Hur påverkas våtmarker vid bräddningar i reningsverket? Kan en våtmark vara ett skydd för recipienten vid flöden som reningsverket inte klarar?
- Hur ser drift- och underhållsbehovet ut för en spillvattenvåtmark?
- Vilka mervärden kan spillvattenvåtmarker skapa?

1.2 Avgränsningar

En spillvattenvåtmark definieras i detta projekt som en kompletterande behandlingsdel till reningsverk där reningsprocesserna bärs upp av våta mark- och växtsystem utomhus. Utöver de processer som även sker i reningsverk, till exempel flockning, sedimentation, filtrering och nedbrytning av organiskt material, tillkommer utöver dessa processer även soldrivna processer, som exempelvis fotosyntes och fotolys i våtmarkssystem.

De våtmarker som ingått i studien är samtliga byggda som slutsteg till kommunala reningsverk. Deras syfte var när de byggdes att åstadkomma långtgående rening men även att skapa intressanta naturmiljöer för biologisk mångfald och erbjuda rekreation för närboende.

Fokus för studien har varit att utvärdera erfarenheter av anläggningar i drift. Syftet med arbetet har inte varit att ange specifika anvisningar för utformning och dimensionering, även om allmänna resonemang kring sådana frågor förs i rapporten.

Det har inte gjorts några provtagningar inom ramen för arbetet utan alla sammanställningar bygger på data från provtagningar och analyser i enlighet med reningsverkens kontrollprogram samt från tidigare studier.

Det finns otaliga observationer kring mervärden som skapas till följd av att spillvattenvåtmarker anläggs. Det har även visat sig att de aspekterna varit viktiga i planering och utformandet av befintliga spillvattenvåtmarker och en del i att de fått ett gott gehör bland närboende. Därför har avsnitt om mervärden lyfts in i rapporten, trots att den frågeställningen inte fanns med i ansökan till Svenskt Vatten Utveckling.

2 Våtmarker för spillvattenrening

2.1 Svenska spillvattenvåtmarker – kort historik

Bruket av våtmarker för hantering av spillvatten var vanligt förekommande i Europa under slutet av 1800-talet. Jordbrukare med ängsmarker nedanför byar och städer upptäckte att det näringsrika vatten som leddes ut från bebyggelsen gav ökade skördar och började utveckla system för att nyttiggöra vattnet och näringen för foderproduktion. I takt med att städerna växte utvecklades sofistikerade system för att med kanaler och dammluckor leda in vatten på ängarna. Med strukturomvandlingen inom jordbruket och tillgång till handelsgödsel upphörde intresset för denna typ av produktionsvåtmarker (Ridderstolpe & Svensson, 1993). I Polen fanns fortfarande några av dessa anläggningar kvar långt in på 2000-talet, där spillvatten från miljonstäderna Wratslav och Lodz renar avloppsvatten på många hundra hektar stora fält där gräs för foder produceras (Kutera & Soroko, 1994; Kajewska-Szkudlarek, 2021).

Intresset för våtmarker för rening av städernas avloppsvatten återuppväcktes i Sverige under början av 1990-talet. Drivkrafterna för denna moderna form av spillvattenvåtmarker var framför allt krav på kvävereduktion infördes. Som en del i Aktionsplanen mot havsmiljöföroreningar (Miljöpropositionerna 1987/88:85 och 1990/91:90) ställdes krav på minst 50 % kväverening för alla större tätorter (> 10 000 pe) vid kusten från Stockholms län i öster till Bohuslän i väster. I de flesta kommuner fanns möjlighet att möta kraven genom utbyggnad av befintligt aktiv-slamsteg i reningsverken, men några kommuner som saknade biologisk rening i sina verk sökte andra och billigare lösningar.

Den första kommunen som valde en lösning med kvävereduktion utomhus var Oxelösunds kommun. Reningsverket i Oxelösund var vid denna tid enbart utrustat med mekanisk och kemisk rening. Den teknik som valdes byggde på växelvis fyllning och tömning av stora grunda dammar med tät växtlighet (så kallade överdämningskärr). Processidén var helt ny för Sverige och anläggningen i Oxelösund togs i drift våren 1993 (se avsnitt 4.1 för mer information). Inspirerad av den nya och naturnära tekniken byggde några år senare Nynäshamn ut sin kväverening efter samma processidé. Då landskapet i Alhagen där våtmarken planerades såg helt annorlunda ut utformades också våtmarken annorlunda (se avsnitt 4.1.1).

Under sent 1990-tal och tidigt 2000-tal anlades ytterligare några våtmarker för kväverening, bland annat i Hässleholm, Eskilstuna, Trosa och Enköping (Örsundsbro). De två största av dessa, Magle i Hässleholm (1995) och Ekeby i Eskilstuna (1999), byggdes som kompletterande biologiska reningssteg till reningen i reningsverken. Då båda verken var försedda med aktivt slam med utbyggd nitrifikation var våtmarkernas uppgift i första hand att fungera som slutrening med fokus på denitrifikation och hög fosforering.

Lärdomarna från dessa första spillvattenvåtmarker var att våtmarkerna inte bara fungerade bra för kväverening utan att de också renade vattnet från en rad andra ämnen. Man upptäckte också att tekniken var enkel, robust och möjliggjorde långtgående rening med utgående vatten av hög hygienisk och biologisk kvalitet. Inspirerade av de goda erfarenheterna av de första anläggningarna i drift byggdes efter millenniumskiftet ytterligare ett antal spillvåtmarker. De flesta av dessa anläggningar betjänar relativt små samhällen (4 000–6 000 pe) och syftena har där varit att uppnå långtgående rening för skydd av lokala recipienter och badplatser. I dag finns ett 20-tal spillvattenvåtmarker i landet (Figur 2.1).



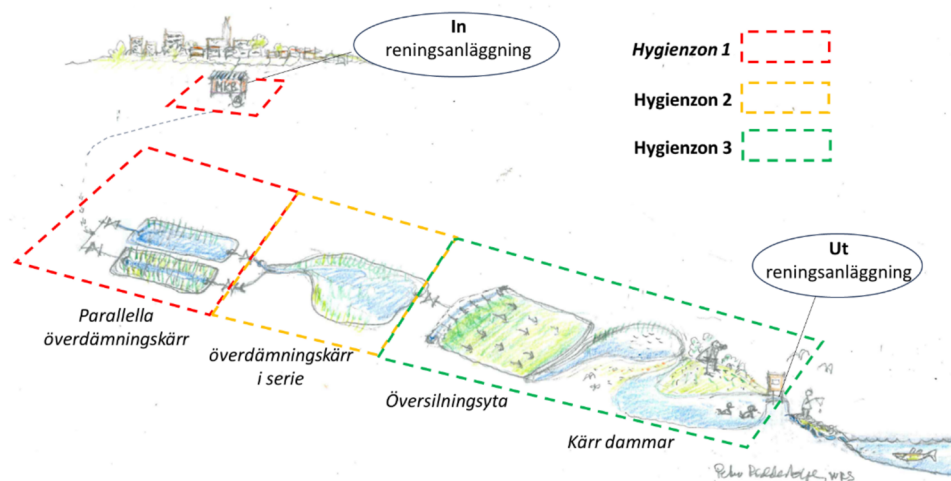
Figur 2.1

Spillvattenvåtmarker med olika syften, utföranden och funktion. Förutom dessa finns ett antal biodammar och bevattningsdammar som hanterar kommunalt spillvatten. Bakgrundskarta: © Lantmäteriet.

2.2 Reningsprocesser i våtmarker

I våtmarker sker flera parallella processer som bidrar till vattenrening. Beroende på syfte med våtmarken är olika processer viktiga och våtmarken kan optimeras för olika ändamål. Viktiga processer i våtmarker är biologisk rening och sedimentation. Även solstrålning kan ha viss påverkan på reningen av framför allt svårnedbrytbara organiska mikroföroreningar. I vissa anläggningar räknar man även med att växtupptaget ska bidra till avskiljning.

Vid anläggande av en våtmark är det viktigt att ha en processidé som uppfyller de krav man ställt på anläggningen i förväg. Två huvudsakliga processidéer kan urskiljas. Den ena bygger på att vattnet behandlas i våtmarker med konstant vattendjup, så kallade *våta våtmarker*. Dessa våtmarker är till för att skapa uppehållstid för sedimentation och gynna processer som inte kräver syre, till exempel denitrifikation. Den andra processidén som vi kallar *torra våtmarker* bygger på att ytor ömsom våtläggs ömsom dräneras från vatten. Sådana våtmarker är till för att gynna filtrerande och oxiderande processer som till exempel mineralisering av organiskt material och nitrifikation. Torra våtmarker utformas endera som grunda dammar som ömsevis fylls och töms, så kallade *överdämningskärr* eller genom att låta vattnet pulsas ut över en sluttande gräsyta, så kallad *översilning* (Figur 2.2).



Figur 2.2

Principskiss över hur en spillvattenvåtmark kan se ut med inledande torra delar i överdämningskärr och översilningsyta följt av våta delar i kärr och dammar. Skissen motsvarar ungefär utformningen av Alhagens våtmark. Skiss: Peter Ridderstolpe, WRS.

Om ett reningsverk till exempel har bristande sedimentering är det en fördel att utforma de inledande våtmarksdelarna torra i form av överdämningskärr och/eller översilningsytor. Då kan partiklar avskiljas och brytas ned i våtmarken utan risk för ansamling av slam och förruttnelseprocesser. På samma sätt bör en våtmark där man vill gynna nitrifikation av kväve eller andra syrekrävande processer inledas med torra delar som sedan efterföljs av en våt del som främjar denitrifikation. Vill man bara främja denitrifikation kan våtmarken anläggas med endast våta delar. Genom att skapa våtmarkssystem där vattnet leds i parallella system kan man skapa fluktuationer i våtmarkens vattenyta vilket även bidrar till en bättre hydrologisk effektivitet. I kapitel 4 beskrivs uppbyggnaden av de våtmarker som ingår i denna rapport.

När man vill skapa miljöer för rekreation i våtmarken kan man använda sig av hygienzoner där man ger besökaren olika åtkomst till vattnet beroende på var i anläggningen besökaren vistas (se vidare i avsnitt 4.9.3).

2.2.1 Sedimentation

Svenska avloppsreningsverk är normalt dimensionerade och utformade för att avskilja suspenderade partiklar ned till mellan 10 och 50 mg/l (Svenskt Vatten AB, 2013a). I små och medelstora verk förekommer inte sällan mer eller mindre långvariga episoder där utsläppen av partiklar kan vara högre. En spillvattenvåtmark som kompletterande processdel till reningsverket kan fungera inte bara som ett effektivt slutsedimenteringssteg vid normal drift utan kan också skydda recipienter mot slamutsläpp i samband med driftstörningar.

I våtmarken kommer flockar och partiklar som inte hunnit sedimentera i reningsverkets sedimentationsbassänger få tid att avskiljas från vattnet. I torra våtmarker gynnas filtrering och sedimentering av större partiklar medan dammar och kärr, med permanent stående vatten, skapar uppehållstid som medger sedimentering av även mycket små partiklar.

Partiklarna innehåller, förutom fosfor, biologiska och organiska föreningar som smittoämnen (Kadlec & Wallace, 2009) och mikroföroreningar som kan bindas in i sedimenten (Zhang m.fl., 2023). De fällningskemikalier som normalt används i reningsverk är antingen järnbaserade eller aluminiumbaserade. Den fosfor som fälls ut med dessa kemikalier ligger mer eller mindre stabilt bunden. Generellt gäller att aluminium binder fosfor mer stabilt än järn. Detta beror främst på att aluminiumsalter är stabila inom ett större pH-intervall än järn och att fosfor utfällt till aluminium löses ut vid låg syrgashalt eller redox jämfört med järn. Aluminium binder fosfor i pH-intervallet 6–9 (Huser & Köhler, 2018). Vid syrefria förhållanden i sediment finns risk att pH sänks och bidrar till urlakning av fosfor från bundna kopplingar till fällningskemikalier (Kadlec & Wallace, 2009). Om vattnet släpps till våtmarken via torra våtmarker med hög

syretillgång, exempelvis en översilningsyta, minskar risken för släpp av fosfor betydligt (se avsnitt 2.2.2).

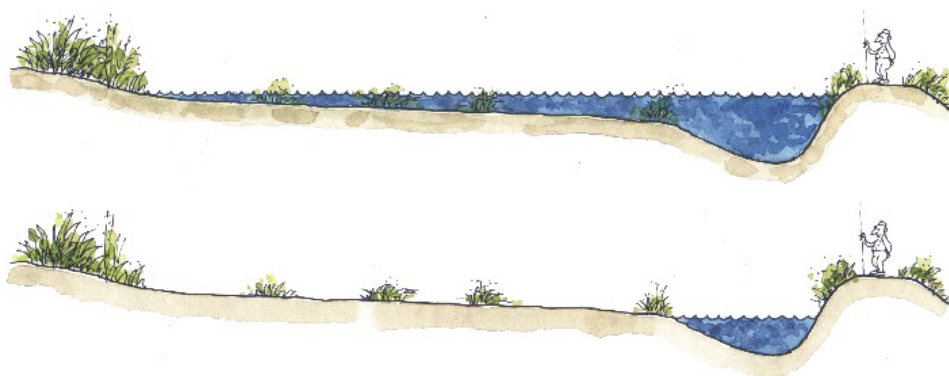
Sedimentation är också en huvudfaktor vid avskiljning av smittoämnen i en spillvattenvåtmark. Reduktionen av smittoämnen korrelerar med reduktionen av suspenderat material och våtmarker med lång uppehållstid har i regel bättre avskiljning av smittoämnen (Carlander, 2006).

I våtmarker sker även processer som kan öka utsläpp av partiklar. Detta kan ske genom resuspension av lera från botten och vallsidor eller genom resuspension av redan sedimenterat material. Det kan också ske genom tillväxt av planktonalger eller släpp av döda växtdelar från filamentösa alger eller makrofyter (Kadlec & Wallace, 2009). Bottendjursätande fiskar som braxen kan virvla upp mycket sediment under födosök. Även vissa fågelarter letar föda på botten och kan bidra till resuspension av sediment (Tonderski m.fl., 2002). Risker för att vattnet grumlas genom ovan nämnda mekanismer är störst i öppna dammar där högre växtlighet saknas. Sedimentation av partiklar förbättras av system med mycket växtlighet vilket tas upp i avsnitt 2.2.4.

2.2.2 Biologisk rening

Biologisk rening i en våtmark är den viktigaste processen för att avskilja syreförbrukande ämnen (vilka ofta mäts i BOD), kväve, smittämnen och många mikroföroreningar. I våtmarker kommer bakterier att bilda biofilm på växter och annat material. De bakterier som finns i våtmarken växer till efter de levnadsförhållanden som råder på platsen vilket betyder att de blir specialiserade för att föröka sig av de ämnen som finns där. Biologiska processer styrs av en rad faktorer som syrgastillgång, temperatur, pH, alkalitet och koncentrationer av ingående ämnen. Den detritus (döda blad och stammar) som växterna bildar spelar en central roll i spillvattenvåtmarker, då det utgör såväl substrat som kol- och näringskälla för bakterier och andra mikroorganismer som deltar i biologisk omvandling av exempelvis kväve. Det ingående avloppsvattnets sammansättning bestämmer i stor utsträckning hur våtmarken ska utformas. Om kväve i ingående vatten domineras av ammonium eller organiskt material är det viktigt att främja processer som kan oxidera organiskt material och processer som kan oxidera ammoniumkväve till nitratkväve, så kallad nitrifikation. Nitrifikation av ammonium är nödvändigt inte bara för att er hålla kväverening, men också för att skydda från lukt och uppkomst av svavelväte i vattnet. Svavelväte bildas i bottensedimenten om redoxpotentialen tillåts sjunka så mycket att sulfat blir den enda tillgängliga elektronacceptorn för bakterier som bryter ned organiskt material. Svavelväte är mycket giftigt och kan slå ut livet i våtmarken.

I anlagda våtmarker är det framför allt två utformningsprinciper som används för att driva nitrifikation. Dels kan våtmarken utformas med så kallade överdämningskärr (grunda kärr som ömsevis fylls och töms) (Figur 2.3) och dels kan våtmarken utformas med teknik för översilning (flack gräsbevuxen sluttning över vilken vattnet beskickas pulsvis). Dessa så kallade *torra våtmarker* placeras typiskt i den inledande delen av våtmarken.



Figur 2.3

Exempel på ett överdämningskärr som fylls och töms. Illustration framtagen av Fritz Ridderstolpe tillsammans med WRS.

Principen att ömsevis fylla och tömma eller pulsvis besicka en våtmark innebär att vattnet sprids över aktiva ytor och tvingas i kontakt med växtlighet, sediment (detritus) och biofilm i våtmarken. De *torra våtmarkerna* fungerar således som mekaniska och biologiska filter som avskiljer partiklar. Avskilda partiklar sedimenterar och den organiska delen mineraliseras därefter under dräneringsfasen (organiskt material inklusive smittämnen) eller kvarhålls i mark/sediment (fosfor).

För att få en djupare bild av hur kväve omvandlas i våtmarker hänvisas till bilaga C.

Nitrifikation i *torra våtmarker* innebär att de positivt laddade ammoniumjonerna fäster till växtytor, sediment och mineralpartiklar som typiskt är negativt laddade. Vid våtläggning (fyllning av överdämningskärr eller beskickning av översilning) får ammoniumjonerna chans att fästa till negativa ytor. När vattnet sänks av eller rinner undan kan syret i luften i stället nå dessa ytor. Nitrifierande bakterier har då bra förutsättningar för att nitrifiera ammoniumet till nitrat (Tonderski m.fl., 2002). Processidén med *torra våtmarker* utvecklades när de första våtmarkerna byggdes i Sverige. Dessa våtmarker fungerade som kompletta biologiska steg (se avsnitt 4.1.1).

Den fortsatta kväveomvandlingen innebär att nitratkväve omvandlas till kvävgas. Denna process katalyseras av bakterier som använder nitrat i stället för syre för att bryta ned organiskt material. Processen gynnas i de miljöer i våtmarken där syrgashalterna är låga och mycket organiskt material är ansamlat. Dessa förhållanden skapas typiskt i permanent vattendränkta miljöer men återfinns även som mikromiljöer i de torra våtmarkerna. Drivkraften för denitrifikation är energin i den biomassa som produceras i våtmarken. Biomassan utgör mat (energi och kolkälla) och tillförs vattnet när växter och alger dör och bryts ner och organiska ämnen frigörs till vattenfasen. Till att börja med kommer organismer att nyttja syre när det organiska materialet bryts ner. När syret tar slut reduceras i stället nitrat till kvävgas. I en våtmark kommer systemet inte att vara homogent utan i vissa delar av vattenmassan, framför allt nere i sedimenten eller inne i biomassa, kommer syrefattiga förhållanden att bildas innan allt syre i våtmarken är använt. Dessa mikromiljöer gör att denitrifikation sker även om det finns syre i själva vattenmassan (Tonderski, m.fl., 2002; Kadlec & Wallace, 2009 (Figur 2.4)).



Figur 2.4

En våtmark med permanent vattenyta och mycket växtlighet främjar denitrifikation.

Foto: WRS

Några viktiga begränsningar för denitrifikation i våtmarker är tillgång till organiskt material (kol- och energikälla), tillgång till nitrat, samt att temperatur och att pH ligger i rätt intervall. Denitrifikation sker vid ett temperaturintervall på 0–30 grader och vid ett pH mellan 6 och 9 (Tonderski m.fl., 2002). Tillgången på kol regleras av tillväxten av växter och alger i våtmarken. I pilotförsök under fem års tid vid Linköpings avloppsreningsverk låg kväveavskiljning stabilt kring 2 000 kg/ha och år (Tonderski m.fl., 2002). I tempererade områden har man i vissa typer av våtmarker påvisat denitrifiering upp till cirka 5 500 kg/ha och år (Li m.fl., 2007).

Utöver nitrifikation och denitrifikation kan även andra processer delta i kväveomvandlingen. Vissa bakterier kan under syrefattiga förhållanden utvinna energi genom att omvandla nitrit och ammonium till kvävgas i så kallad anaerob ammoniumoxidering (anammox). Detta är en intressant process för att kunna minska på luftningen av avloppsvatten i avloppsreningsverk, men ändå avskilja kväve genom att nitrit används för att omvandla ammonium till nitrat. Det har dock visats att tillväxten av anammox-bakterier inhiberas vid höga koncentrationer av lätt nedbrytbart organiskt material, men också vid höga kvävekoncentrationer, det vill säga förhållanden som är vanliga i avloppsvatten (Ye m.fl., 2020). Anammox-processen har dock påvisats i våtmarker i tempererat klimat (Negi m.fl., 2022) och skulle kunna bidra till kväveomvandling även i svenska förhållanden, speciellt som våtmarker ofta används som en slags efterpolering där inkommande vatten är förhållandevis väl förbehandlat.

En annan möjlighet för kväve att avgå till luften är i form av lustgas, som bildas via delsteg i både nitrifikationen och denitrifikationen. Lustgasavgången har visat sig vara positivt korrelerad med kvävebelastningen på en våtmark (ökar vid högre belastning) (Mander m.fl., 2014) och det finns misstankar att avgången kan öka om vattenståndet varierar. Författarna anger att mätningar av lustgasavgång från spillvattenvåtmarker pekar på nivåer som är mindre än 0,2 % av kvävebelastningen, vilket är betydligt lägre än till exempel den andel i gödselkväve som beräknas avgå som lustgas från gödslad jordbruksmark.

Studier av mikrobiologiska processer för avskiljning av organiska mikroföroreningar (läkemedelsrester) inne i reningsverket visar att tekniker med biobärare där biofilm kan växa ger en bättre avskiljning än i en vanlig aktivslamprocess. Längre uppehållstid i processen gör också att avskiljningen av mikroföroreningar ökar (Edefell, 2022). Möjligheten att avskilja ämnen mikrobiologiskt beror i stor grad på hur stabila ämnena är (Nguyen m.fl., 2021), exempelvis kan ibuprofen brytas ned ganska enkelt, diklofenak bryts ner i vissa fall medan karbamazepin är mycket motståndskraftig (Edefell, 2022). I våtmarker står den biologiska nedbrytningen för en stor del av den totala avskiljningen av mikroföroreningar. Nedbrytningen sker både vid aeroba och anaeroba förhållanden beroende på substans. Det finns bakterier som har som nisch att bryta ner vissa ämnen men ofta sker nedbrytningen som en del i bakteriers processer att bryta ner andra ämnen. Exempelvis kan man se att ibuprofen byts ner samtidigt som ammonium oxideras (Zhang m.fl., 2023). I våtmarker med höga redoxstal (torra våtmarker) har man, enligt samma författare, även sett att reduktionen av mikroföroreningar är bättre än i andra våtmarker.

2.2.3 Solinstrålning

Eftersom läkemedelssubstanser oftast innehåller aromatiska kolväten och andra funktionella grupper som absorberar direkt solljus så kan solljuset bryta ner läkemedel, antingen direkt genom fotolys eller indirekt genom fotonedbrytning, det vill säga en förändring av den kemiska sammansättningen på grund av ljus (Verlicchi & Zambello, 2014). Nedbrytning genom solljus anses vara en viktig avskiljningsprocess av läkemedel i akvatiska miljöer, men samtidigt är det troligtvis inte den huvudsakliga avskiljningsprocessen i våtmarker på grund av skuggning från växtlighet. Vissa svårnedbrytbara ämnen som diklofenak har visat sig känsliga för solljus. I dammar med fria vattenytor kommer avskiljningen genom fotonedbrytning att vara större jämfört med dammar med växtlighet (Zhang m.fl., 2023).

Även smittoämnen bryts ner av solljus och förväntas minska i öppna våtmarker. Fotonedbrytning anses inte vara den primära källan till nedbrytning men kan ha en viss inverkan (Kadlec & Wallace, 2009).

2.2.4 Växternas roll

Växter i våtmarker är viktiga då de fungerar som ytor för bakterier att växa på samtidigt som dess ytor fångar upp (adsorberar) många mikroföroreningar som sen bryts ner av bakterierna (Zhang m.fl., 2023). I torra våtmarker är växterna viktiga då de och deras

detritus fångar upp ammonium som sedan kan nitrifieras som beskrivs ovan.

Växtsamhällen kan både bidra till att sprida vattnet över våtmarkens yta och kanalisera det, beroende på våtmarkens utformning och växtsamhällets sammansättning. Växterna bidrar till en förstärkt sedimentation genom filtrering av vatten och fångar upp partiklar på dess ytor som sedan sedimenterar när biofilmen faller av eller när växten dör och faller till botten (Kadlec & Wallace, 2009).

Växter tar upp vatten och näring när de växer. Med vattnet följer förutom näring lösta föroreningar med till växten. För att ta bort den ackumulerade näringen och eventuella föroreningarna som växten tagit upp krävs att vegetationen skördas. Men mängden näring som kan skördas bort i spillvattenvåtmarker är normalt relativt liten i förhållande till den mängd som tillförs. Om all vass och kaveldun skulle kunna skördas från en spillvattenvåtmark kan i storleksordningen 150–200 kg kväve och 10–15 kg fosfor föras bort från vattnet per hektar (Prade, Svensso & Tufvesson, 2017). Dessa siffror kan jämföras med näringsbelastningen till de spillvattenvåtmarker som studerats i detta projekt, där belastningen för kväve är 5–20 gånger högre än vad som potentiellt är möjligt att skörda bort. Fosforbelastningen är mellan 2 och 10 gånger högre än vad som potentiellt är möjligt att skörda bort. Det kol som lagrats upp i växter genom fotosyntesen är viktigt för att driva denitrifikationen i våtmarken. Skörd av växter kan därför möjligen få negativa effekter på kväveavskiljningen.

2.3 Mervärden

Av praktiska och ekonomiska skäl placeras spillvattenvåtmarker i närheten av den tätort och det reningsverk som den ska betjäna. Det betyder att acceptans hos närboende blir viktigt i dessa fall. Det område som tas i bruk för vattenrening bör ges en tilltalande gestaltning och upplevas som ett positivt inslag i miljön för närboende. I de allra flesta spillvåtmarker som byggts i Sverige har ambitionen därför varit att utforma reningsanläggningen med attraktiva miljöer för strövtåg och upplevelser. Genom ändamålsenlig utformning och skötsel samt iakttagande av principen med hygienzonering kan detta åstadkommas liksom andra mervärden såsom skapande av biologisk mångfald (se vidare avsnitten 4.1.1 och 4.11).

Det finns även exempel där spillvattenvåtmarken ligger en bit ifrån samhället där den fungerat som ett utflyktsmål för rekreation och fågelskådning.

2.4 Drift, underhåll och skötsel

Verksamhetsutövarens kontroll av sin verksamhet, i det här fallet avloppsreningsverk med tillhörande spillvattenvåtmark, regleras i olika lagar och föreskrifter. Till grund för utsläppskontrollen ligger miljöbalken (1998:808) (Svenskt Vatten AB, 2013b). Bestämmelserna i miljöbalken syftar till att *“...främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö”*. Utifrån miljöbalken finns det således goda förutsättningar att anlägga spillvattenvåtmarker.

De verksamheter som omfattas av bl.a. 9 kapitlet miljöbalken (till exempel utsläpp av avloppsvatten) behöver utföra en egenkontroll enligt förordningen om verksamhetsutövarens egenkontroll (1998:901, även kallad Egenkontrollförordningen). Egenkontrollförordningen ställer krav på verksamhetsutövaren avseende bland annat att fortlöpande kontrollera att utrustning med mera för drift och kontroll hålls i gott skick, för att förebygga olägenheter för människors hälsa och miljö (5 §) samt så ska verksamhetsutövaren fortlöpande och systematiskt undersöka och bedöma riskerna med verksamheten från hälso- och miljösynpunkt (6 §).

Eftersom en spillvattenvåtmark utgör en del av anläggningen för en tätorts spillvattenrening så krävs egenkontroll även av våtmarken. Denna kontroll handlar om att tillse att våtmarkens allmänna tillstånd (växtlighet, vattenkvalitet, sediment och djurliv vid bottarna) är i god kondition och att inga avvikelser i form av till exempel lukt eller avvikande vattennivåer uppkommer. I kontrollen brukar också ingå att tillse att alla regleranordningar är i god kondition och att vattenvägarna hålls fria så att vattenytor hålls, och varierar, inom de nivåer som är bestämda. Den här typen av kontroll avviker från den som driftpersonalen normalt är van vid men brukar efter ett tag bli en självklar och uppskattad del i vardagsarbetet (se avsnitt 4.10).

2.5 Utsläppskontroll

När en spillvattenvåtmark planeras som slutsteg till ett reningsverk blir ofta frågan om utsläppskontroll ett föremål för diskussion. Utsläppskontroll från sådana utsläpp av avloppsvatten som omfattas av 9 kap miljöbalken regleras framför allt i två föreskrifter från Naturvårdsverket: Naturvårdsverkets föreskrifter om genomförande av mätningar och provtagningar i vissa verksamheter (NFS 2021:6) och Naturvårdsverkets föreskrifter om rening och kontroll av utsläpp av avloppsvatten från tätbebyggelse (NFS 2016:6). NFS 2016:6 berör avloppsreningsverk med ett antal anslutna som överstiger 200 pe (personekvivalenter), vilket är fallet för de VA-huvudmän som medverkat i denna studie.

NFS 2016:6 föreskriver hur ofta provtagning ska genomföras, på vilket sätt, vilka parametrar som ska analyseras samt begränsningsvärden som ska innehållas, utöver de begränsningsvärden som finns angivna i respektive verksamhets tillstånd vilket regleras av respektive tillsynsmyndighet. I 10 § är följande angivet *“Provtagning och flödesmätning ska ske så att uttagna prover blir representativa för det avloppsvatten som ska kontrolleras. Utsläppen ska beräknas genom flödesviktning. Provtagning av utgående behandlat avloppsvatten ska ske efter sista behandlingssteget och före eventuell desinficering.”* I nästföljande paragraf redovisas dock att provtagning på utgående avloppsvatten ska ske genom flödesproportionell eller tidsproportionell provtagning beroende på tillståndsgivna anslutna pe till reningsverket. Vid konventionella avloppsreningsverk kan variationerna i flöde vara stora till följd av normal dygnsvariation, säsongsvariationer och inläckage av grund- eller regnvatten. Då uppehållstiden och utjämningsmöjligheterna i ett avloppsreningsverk kan vara begränsade finns det en rimlighet i att utsläppskontrollen ska regleras med flödesproportionell provtagning. Föreskrifterna är framtagna med utgångspunkt i (vad vi nu kallar) konventionella avloppsreningsverk då det är sådana som har dominerat reningen av avloppsvatten i Sverige sedan 1960-talet.

För en spillvattenvåtmark, där det är relativt långa uppehållstider med stora utjämningsvolymmer där vattnet blandas om, är utgående halter inte kopplade till snabba skiften i belastningar. Detta är särskilt utmärkande för anläggningar med dammar som fylls och töms eller där vatten pulsas ut på en översilning och våtmarken har en uppehållstid på några dagar. I många fall behövs därför ingen flödesproportionell vattenprovtagning på utgående vatten för att erhålla representativa värden. Enkla stickprover, i kombination med kontinuerlig flödesmätning, för vattenanalys är ofta fullt tillräckligt. Att dra ut el för att försörja en flödesproportionell provtagare samt ett kylskåp för att behålla provtagen volym kyld kan därför i vissa fall anses vara en orimlig kostnad i förhållande till behovet av det. I NFS 2016:6 24 § finns det möjlighet till undantag från kravet på flödes- eller tidsproportionell provtagning *“Om det finns särskilda skäl får tillsynsmyndigheten i det enskilda fallet medge undantag från kraven på kontroll i 10–15 och 17–21 §§. Ansökan om undantag ska vara skriftlig. Undantag får inte medges i strid mot vad som följer av Rådets direktiv 91/271/EEG om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse.”*

Utifrån denna skrivelse är det alltså fullt möjligt att genom dialog med sin tillsynsmyndighet erhålla undantag och möjlighet att genomföra provtagning på annat sätt så länge provtagningen fortfarande är representativ för det avloppsvatten som ska kontrolleras. En sådan enklare provtagning genomförs, efter samråd med respektive tillsynsmyndighet, för flera av de studerade anläggningarna. Dock bör alltid flöden loggas kontinuerligt så att viktade rättvisande mängder kan framräknas. Detta kan göras med en ”off grid”-lösning där uppmätta värden skickas mobilt till reningsverkets övervakningssystem.

3 Metod

Denna rapport bygger på data från reningsverkens egenkontrollprogram, intervjuer med verksamhetsutövare och sammanställning av tidigare studier så som studentarbeten, konsultrapporter och forskningsartiklar. Sammanställningen av data kring näringsämnen från reningsverkens/våtmarkernas egenkontroll har utförts i ett examensarbete. Hur data är framräknade finns mer ingående beskrivet i ett till rapporten hörande examensarbete (samt utdrag från detta i bilaga C).

3.1 Reningsverkens egenkontroll

I projektet har sju våtmarker undersökts med fokus på driftdata från verksamhetsutövarnas egenkontroll för undersökning av näringsämnesreduktion. För att utvärdera våtmarkernas funktion efterfrågades utdrag från egenkontrollen från 2010 och framåt. Förutom de medverkande verksamhetsutövarna från Nynäshamn, Oxelösund och Eskilstuna har även Söderhamn nära (Granskär), Enköpings kommun (Örsundsbro) och Hässleholms kommun (Magle) delat med sig av data och svarat på frågor. Därtill har data från tidigare studier från Östhammars kommun (Karö) nyttjats. Undersökta våtmarker och vilka driftår som undersökts visas i Tabell 4.1.

Reningsverkens egenkontroll regleras enligt NFS 2016:6 (avsnitt 2.5). Förutom den mätning som krävs enligt lagen har reningsverken ofta ytterligare mätplatser för att kontrollera funktionen i de olika reningsstegen. De data som varit tillgängliga i studien är flöde av inkommande vatten till respektive våtmark samt halter av kväve och fosfor i ingående och utgående vatten. För flera av våtmarkerna har förutom totalkväve och totalfosfor även ammoniumkväve och fosfatfosfor varit tillgängligt. De våtmarker som får ett tillskottsvatten mäter ofta även utgående flöden. Även sådan data har varit tillgängliga i dessa fall.

Data på kväve och fosfor för sju våtmarker har sammanställts i projektet. Data som har erhållits för våtmarkerna sträcker sig från 2008 till 2022 men tidsperioden skiljer sig mellan de olika anläggningarna (se kapitel 4).

Provtagningsprogrammen för våtmarkerna skiljer sig åt med olika intervaller mellan provtagningar och olika sätt att samla prover på. I en del av anläggningarna tas stickprover och i andra utförs tidsproportionell eller flödesproportionell provtagning på utgående vatten. Ingående vatten till våtmarkerna, vilket är detsamma som utgående från den tekniska delen i reningsverket, har provats med flödesproportionell eller tidsproportionell provtagning. Ofta tas prover i reningsverket oftare än i utloppet från våtmarken. I flera av våtmarkerna har provtagningsmetoderna bytts under den undersökta 10-årsperioden.

På grund av olika intervall i provtagningen och att mätning oftast inte sker på samma vattenmassa in och ut ur våtmarken finns osäkerheter för resultaten vid enskilda provpunkter. Felen kan dock vara i bägge riktningarna och genom att titta på en stor data-mängd blir felet litet.

Provtagningar har skett 2–4 gånger per månad ut från våtmarkerna. Data från provtagningen har levererats tillsammans med inkommande data till våtmarken för samma dag förutom för Brannäs våtmark i Oxelösund där data för ingående vatten till våtmarken och utgående inte är provtagen samma dag.

De uppmätta halterna har med hjälp av registrerade flöden räknats om till mängder (en halt som representerar en viss tidsperiod har multiplicerats med flödet under perioden). Avskiljningen har därefter beräknats som skillnaden mellan transporterad mängd in och ut. Detta har sedan räknats om till en månadsmedelavskiljning för att få

jämförbara värden. Data har sedan räknats om för att se skillnader mellan olika år och över hela mätperioden.

Ett antal nyckeltal togs fram för varje våtmark för att kunna få en översiktlig bild av funktion och belastning för respektive våtmark. Nyckeltal som jämfördes var flödesbelastning (m^3/dygn), ytbelastning ($\text{mm}/\text{dygn}\cdot\text{ha}$), halt in/ut (mg/l), mängdbelastning ($\text{kg}/\text{ha}\cdot\text{år}$), mängdavsiljning ($\text{kg}/\text{ha}\cdot\text{år}$) och procentuell avsiljning (%).

3.2 Intervjustudie

Under våren 2023 utfördes en intervjustudie med personal som har kunskap om drift-rutiner för spillvattenvåtmarker på ett antal VA-förvaltningar och VA-bolag (verksamhetsutövare). Syftet var att beskriva arbetet med drift, underhåll och skötsel vid dessa anläggningar samt undersöka vilka mervärden spillvattenvåtmarker kan medföra. Intervjuerna gjordes via videosamtal och utgick från ett på förhand framtaget frågeformulär (bilaga A). Personerna som medverkade i studien (respondenterna) lista Tabell 3.1 med namn, befattning och organisation.

Spillvattenvåtmark	Kontaktperson	Befattning	Organisation
Brannäs	Anders Tollén	Drifttekniker	Oxelö Energi
Granskår	Amanda Steen	VA-ingenjör	Söderhamn Nära
Ekeby	Erika Ledung	Processingenjör	ESEM
Örsundsbro	Marcus Vretholm	Enhetschef Avloppsrening	Enköpings kommun
Alhagen	Per Karlsson	Driftchef	Nynäshamns kommun
Magle	Christian Jaensson	Processingenjör	Hässleholm Miljö AB

Tabell 3.1

Verksamhetsutövare som deltog i intervjustudien.

Frågorna i det frågeformulär som användes är framtagna för att få en övergripande bild av varje spillvattenvåtmarks driftbehov samt hur arbetet med rekreation och biologisk mångfald ser ut. Respondenterna fick frågor rörande tidsåtgång och kostnader för olika arbetsmoment samt hur dessa arbetsmoment utförs rent praktiskt. Frågor angående ansvarsfördelning, rutiner och förbättringspotential inkluderades även för att ge respondenterna en chans till självreflektion.

Respondenterna svar sammanställdes efter varje intervju och jämfördes där efter för att hitta likheter och skillnader i hur personal arbetar vid olika typer av spillvattenvåtmarker.

Resultatet av intervjustudien redovisas i avsnitt 4.10.

3.3 Tidigare studier

Uppföljning av spillvattenvåtmarkers funktion har gjorts som forskningsprojekt och examensarbeten vid flera olika universitet och även i form av konsultutredningar.

För att bedöma avsiljning av mikroföroreningar och smittoämnen har tidigare svenska studier gått igenom. För mikroföroreningsavsiljning i våtmarker förekommer data främst i studentarbeten och i konsultrapporter, och resultat från dessa har sammanställts. Det har även publicerats ett antal internationella rapporter kring rening av mikroföroreningar i våtmarker och viss information har även hämtats från dessa.

Från att de första spillvattenvåtmarkerna togs i drift i Sverige fram till mitten av 00-talet gjordes ett antal studier kring rening och spridning av smittoämnen från

våtmarker. Dessa gjordes till en början för att Naturvårdsverket ställt krav på noggrann uppföljning (se avsnitt 4.9.3).

3.3.1 Urval av läkemedelssubstanser

Inledningsvis gjordes ett urval av läkemedelssubstanser att analysera, innan en sammanställning över tidigare studiers resultat och provtagningar över läkemedelsavskiljning i spillvattenvåtmarker togs fram och jämfördes. Data har samlats in från tidigare examensarbeten och andra provtagningar i våtmarkerna, se avsnitt 3.3.2 (Tabell 3.3).

Eftersom olika typer av läkemedel har olika stor inverkan på miljön, bedöms vissa substanser som mer miljöfarliga. Olika aktörer har satt ihop listor beroende på de område som aktören berör. Ett urval av läkemedelssubstanser att undersöka i denna rapport har gjorts baserat på sex listor över läkemedelssubstanser som bedöms vara miljöfarliga och som dessa aktörer bedömt bör följas upp (Tabell 3.2). EU:s bevakningslista (EUB), EU-kommissionens förslag från 2022 på ny prioriteringslista (EUP) och Havs- och Vattenmyndighetens nationella lista för särskilt förorenade ämnen (SFÄ) ligger till grund för urvalet vid skapande av grafer. Dock saknas analysvärden för några av de ämnen som ingår i de listorna, bland annat då halter över detektionsgränserna inte kunnat identifieras och enbart ämnen med analysresultat har ingått i studien.

Läkemedelssubstans	Verkan (FASS u.å.)	NV	EUB	EUP	SFÄ	NLS	IVL
Atenolol	Blodtryckssänkande*	X					X
Azithromycin	Antibiotikum			X			
Bisopropol	Blodtryckssänkande*						X
Ciprofloxacin	Antibiotikum	X			X	X	X
Citalopram	Antidepressivt	X				X	X
Diklofenak	Antiinflammatorisk	X		X	X	X	X
Doxycyklin	Antibiotikum						X
Estradiol	Könshormon			X	X	X	X
Etinylestradiol	Könshormon			X	X	X	X
Erytromycin	Antibiotikum	X		X			
Finasterid	Könshormon						X
Fipronil	Veterinärt läkemedel		X				
Fluconazol	Antimykotikum	X	X			X	
Fluoxetin	Antidepressiv						X
Furosemid	Urindrivande	X					
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	X		X		X	
Imidaklopid	Veterinärt läkemedel				X		
Karbamazepin	Antiepileptiskt	X		X		X	X
Ketokonazol	Antimykotikum	X				X	
Ketoprofen	Antiinflammatoriskt						X
Klaritromycin	Antibiotikum	X		X		X	X
Klindamycin	Antibiotikum		X				
Klorimazol	Antimykotikum		X				
Levonorgestrel	Könshormon					X	X
Losartan	Blodtryckssänkande*	X				X	
Metmorfin	Blodsockersänkande		X				
Metoprolol	Blodtryckssänkande*	X				X	X
Metotrexat	Cytostatikum	X				X	

Tabell 3.2

Utvalda läkemedelssubstanser utifrån listor från Naturvårdsverket (NV), EU:s bevakningslista (EUB), EU-kommissionens förslag från 2022 på ny prioriteringslista (EUP), Havs och Vattenmyndighetens nationella lista för särskilt förorenade ämnen (SFÄ), Läkemedelsverkets miljöindikatorer inom den nationella läkemedelsstrategin (NLS) samt prioriterade ämnen av Svenska Miljöinstitutet IVL (IVL).

Läkemedelssubstans	Verkan (FASS u.å.)	NV	EUB	EUP	SFÄ	NLS	IVL
Mikonazol	Antimykotikum		X				
Naproxen	Antiinflammatoriskt	X				X	X
Norfloxacin	Antibiotikum						X
Ofloxacin	Antibiotikum		X				
Oxazepam	Lugnande	X				X	X
Paracetamol	Smärtlindrande	X					X
Propranolol	Blodtryckssänkande*	X					X
Progesteron	Könshormon						X
Sertralin	Antidepressiv	X				X	X
Sulfametoxazol	Antibiotikum	X	X	X		X	X
Tramadol	Smärtstillande	X				X	
Trimetroprim	Antibiotikum	X	X			X	X
Venlafaxin	Antidepressivt	X	X				
Zoldipem	Sömnmedel	X				X	
Östrogen	Könshormon	X		X			X

* Så kallade betablockerare som även har andra effekter på hjärtat och i vissa fall också på andra organ

Oxazepam är ett ångestdämpande läkemedel som visat sig svårnedbrytbart och uppmätts i utsläppsvatten från många reningsverk. Ämnet har visat sig påverka fiskars beteende (Rebhan, 2019). Länsstyrelsen i Skåne bedömer att koncentrationer över 10 ng/l (inklusive en säkerhetsfaktor på 52) i vattendrag innebär en påverkan på biota. I rapporten anger länsstyrelsen att oxazepam är på förslag att tas upp som ett särskilt förorenande ämne (SFÄ) hos Havs- och vattenmyndigheten (Pirzadeh, Svahn & Milenkovski, 2021).

Klorimazol, fipronil, klindamycin, imidaklorid, levanorgestrel, doxycylin och progesteron togs inledningsvis bort då inga analyser har gjorts av dessa substanser i det undersökta materialet. Norfloxacin och ofloxacin togs bort då substanserna är avregistrerade i Sverige, på grund av risk för ökning av antibiotikaresistenta bakterier i avloppsreningsverk.

Östrogen, etinylestradiol och andra hormoner togs bort då halter över detektionsgränser för dessa inte uppmätts.

3.3.2 Databearbetning för läkemedelssubstanser

Prover har tagits vid våtmarkernas in- och utlopp och avskiljningen har beräknats genom att jämföra ingående och utgående halter. Randefelt (2019) som gjorde en sommarförlagd studie tog även hänsyn till uppkoncentreringen av halter som sker till följd av avdunstning (evapotranspirationen) från våtmarkerna. Där halter legat under detektionsgränser i inflöde eller utflöde men inte för den andra parametern har detektionsgränser använts för beräkningarna om denna funnits tillgänglig. I bilaga C beskrivs noggrannare hur databearbetningen utfördes. De studier som tagits med visas i Tabell 3.3.

Tabell 3.3

Studier för avskiljning av mikroföroreningar som tagits med i denna studie.

Studie	Publicering	Omfattning
Näslund (2010)	Examensarbete	En mätning av Alhagen, Brannäs, Ekeby och Trosa
Randefelt (2019)	Examensarbete	En mätning sommartid i Alhagen, Brannäs, Ekeby, Trosa och Magle
Luu (2020)	Artikel	Tre mätningar feb-april i Ekeby. Ej flödesproportionellt.
Structor (2018)	Konsultrapport	Sju provtillfällen i Ekeby under olika årstider mellan 2013 och 2017
ESEM (2022a)	Pilotstudie	Två provtagningar i Ekeby maj 2023
Golovko m.fl.	Artikel	En provtagningskampanj i Ekeby under sommaren 2018

4 Erfarenheter från 30 år med spillvattenvåtmarker

I detta kapitel presenteras de undersökta anläggningarna som en del av resultatet från litteraturgenomgången. De olika våtmarkerna som varit med i projektet beskrivs tillsammans med en del resultat från de första driftåren. I avsnitt 4.9 redovisas resultaten från datasammanställningen som följt av intervjustudien.

I projektet har sju våtmarker undersökts med fokus på driftdata från verksamhetsutövarnas egenkontroll för undersökning av näringsämnesreduktion. För mikroföroreningar har en sammanställning gjorts utifrån tidigare studier. Detta har gjorts inom ramen för examensarbetet (Nyholm, 2023). Våtmarkerna är olika stora med olika processidéer och karaktär på inkommande vatten vilket gör att alla våtmarker begränsas av olika parametrar. I Tabell 4.1 sammanfattas dimensionerande parametrar och funktionen hos de undersökta våtmarkerna. Figurerna i avsnitt 4.9 fokuserar på våtmarkerna Brannäs, Alhagen, Ekeby och Magle där mycket data finns tillgängligt men även de andra undersökta våtmarkernas resultat redovisas.

Tabell 4.1

Undersökta våtmarker med dimensionerande parametrar samt reningsresultat.

	Alhagen	Brannäs	Ekeby	Magle	Granskär	Karö ^A	Örsundsbro	Trosa
Undersökning	Näring, Mikro	Näring, Mikro	Näring, Mikro	Näring, Mikro	Näring	Näring	Näring	Mikro
Tidsperiod för datainsamling	2010 – 2021	2010 – 2022	2008 – 2022	2007 – 2022 ^B	2014 – 2022	2016 – 2019	2017 – 2021	2010 & 2019
Driftstart	1998	1993	1999	1995	2004	2015	1999	2004
Aktiv area (ha)	22	23	27	21	5,6	2,5	0,7	6
Typ	torr/våt	torr/våt	våt	våt	våt	torr	våt	torr/våt
Anslutna (1 000 pe)	12,5	11,5	100	22	14,5	4,4	2	
Ytbelastning (mm/d)	23	30	170	60	130	60	92	35 ^E
Uppehållstid (d)	11–14	7	6	7	3,5		3,5	7 ^C
Kvävebelastning (kg/ha och år)	2 100	790	9 600	3 100	8 700	7 900	9 400	4 800 ^E
Kväveavskiljning (kg/ha och år) (%)	1 300 (63)	500 (64)	1 600 (16)	890 (28)	1 200 (14)	3 300 (42)	1 500 (16)	2 000 ^E (42)
Ammoniumbelastning (kg/ha och år)	1 500	220	3 300	2 800	2 100	7 300	–	–
Ammoniumavskiljning (kg/ha och år) (%)	950 (65)	134 (61)	540 (16) ^D	380 (12)	670 (31)	3 600 (49)	–	–
Fosforbelastning (kg/ha och år)	36	19	150	39	117	57		530 ^E
Fosforavskiljning (kg/ha och år) (%)	30 (85)	14 (72)	68 (44)	21 (54)	53 (45)	31 (53)	4,6 (1)	440 ^E (83)
Fosforbelastning (mg/l)	0,38	0,27	0,24	0,17	0,26	0,31	1,08	0,38 ^E
Utgående fosforhalt (mg/l)	0,064	0,085	0,13	0,11	0,16	0,13	0,94	0,07 ^E
Fosforavskiljning (mg/l)	0,068	0,086	0,13	0,12	0,1	0,13	0,93	0,31 ^E

A) Osäkerheter i utflöden från våtmarken gör värden osäkra. B) Förutom 2008, 2020 och 2021 med avseende på kväve. C) Teoretisk uppehållstid. D) Baserat på data 2010–2016. E) Baserat på data från Miljörapporten för 2012 (Trosa kommun, 2012).

4.1 Brannäs våtmark

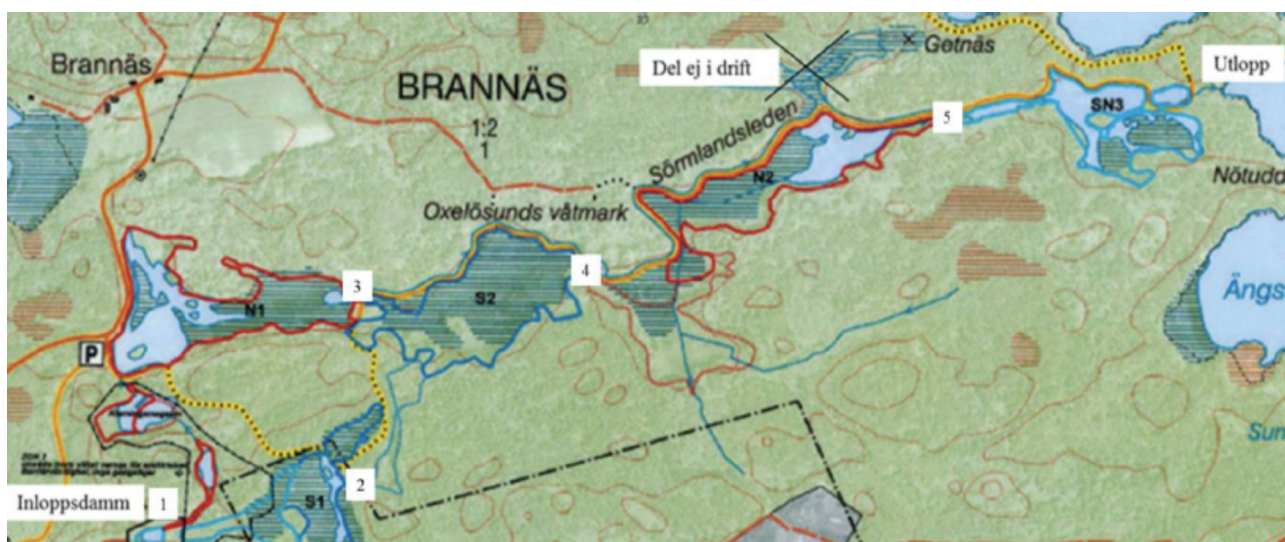
Brannäs våtmark i Oxelösund anlades 1993 som ett komplett biologiskt reningssteg i reningsverket, som vid den tiden endast var försett med mekanisk och kemisk rening.

Brannäs våtmark var den första anläggningen byggd utomhus för kväverening av kommunalt avloppsvatten i Sverige. De lärdomar som erhöles vid planering, genomförande och uppföljning av denna våtmark har haft stor betydelse för kunskapsläget vi i dag har om spillvattenvåtmarker. Under flera år stod våtmarken för den huvudsakliga kvävereningen med en reduktion på omkring 15–16 ton kväve per år (Andersson, Wittgren & Ridderstolpe, 2000). Under några år i början av 2000-talet med sämre funktion i reningsverket och utebliven skötsel av våtmarken belastades våtmarken med stora föroreningsmängder och reningsresultaten försämrades. Kommunen valde i det läget att bygga till verket med en SBR-reaktor. Efter ombyggnationen byttes fällningskemikalie från aluminiumsulfat till järnklorid, vilket är den fällningskemikalie som fortfarande används i dag.

Våtmarken är 23 hektar stor och har cirka 11 500 personer anslutna (Tabell 4.1). Våtmarken är belägen i ett flackt område av skog och gammal åkermark. Vattnet pumpas till våtmarken via en 1800 m lång ledning. Vattnet leds till en fördelningsbassäng i våtmarkens inlopp, där en stor del av sedimenteringen sker (Flyckt, 2010; Oxelö Energi, 2023). Därifrån rinner vattnet in i två parallella system av totalt fyra dammar sammankbundna av kanaler, det södra (S) respektive norra (N) systemet. Systemen består av två dammar vardera, och sedan leds vatten till en sista gemensam damm. Vattnet rinner således från S1 till S2 alternativt N1 till N2, från vilket det sedan rinner till SN3 innan vattnet via en anlagd bäck rinner ut till recipienten Östersjön (Oxelö Energi, 2023) (Figur 4.1).

Figur 4.1

Karta över Brannäs våtmark, med det södra systemet (S1 och S2) och norra systemet (N1 och N2). Luckorna som slussar vattnet mellan bassängerna är markerade som punkt 1–5. Figur framtagen av WRS.



Det södra och norra systemet består av stora grunda så kallade överdämningskärr, till vilka vattnet förs in satsvis genom att dammluckor växelvis öppnas och stängs. Idén att fylla och tömma grunda våtmarksbassänger för att driva kväverening var ny för Europa och benämns i internationell litteratur ibland som ”Sequence Batch Wetland (SBW)”. Fylla/tömma-konceptet gynnar både spridningen av vattnet över ytorna, men också reningsprocesserna, framför allt kvävereningen (se avsnitt 4.1).

Det södra och norra systemet är lika stora och har en uppehållstid på cirka 2–3 dygn vardera. Öppning och stängning av luckor görs manuellt två till tre gånger i veckan. Upphållstiden i hela våtmarkssystemet är cirka en vecka.

4.1.1 Erfarenheter från de första driftåren i Brannäs

Brannäs har när denna rapport skrivs varit i drift i 30 år. Eftersom de tekniker som prövades där var nya för Sverige genomfördes en rad studier för att bland annat utröna anläggningarnas reningsfunktion, djur- och växtliv och smittrisker. I detta avsnitt ges en sammanfattning av lärdomar som drogs från dessa undersökningar.

En av de stora frågorna vid planeringen av våtmarken i Oxelösund var hur de drygt 22 hektar stora ytorna med åkermark, skog och myr skulle kunna omvandlas till en funktionell våtmark med växtlighet som skulle gynna reningsprocesser men också skapa attraktiva miljöer för människor och djur. Det sistnämnda var inte minst viktigt eftersom projektet hade marknadsförts inte bara som ett kostnadseffektivt sätt att rena kväve utan också med ambitionen att skapa ett fint rekreationsområde för närboende.

Tillståndsprocessen för Brannäs våtmark, som byggdes med en för den tiden helt ny och innovativ teknik, var komplicerad med många remissinstanser. Naturvårdverket gav ett villkorat tillstånd för anläggningen, där krav ställdes på att ett antal frågor skulle besvaras under en prövoperiod. Dessa frågor handlade framför allt om detaljer i reningsprocesser men också om risker för grundvattenförorening, lukt, förekomst av mygg samt smittspridning via exponering till djur och människa liksom risk för vektorspridning av smittämnen via till exempel fåglar. Det nya utsläppets påverkan på den lokala recipienten, en liten vik med mynning till ett instängt grundområde innanför det öppna havet Örsbaken, och Östersjön, blev också föremål för utredningar. I andra uppföljningsprogram studerades utvecklingen av det nya tillskapade vattenekosystemet där framför allt olika insatser av växtetablering följdes. Vidare genomfördes tester för att utröna optimal rytm och nivåreglering för fyllning och tömning av överdämningskärren. Hydrauliska studier genomfördes för att klarlägga uppehållstid och effekter av drift med och utan reglering. För tillsynsmyndigheten var frågor kring utsläppkontrollen särskilt viktiga varför jämförelser bland annat gjordes mellan flödesproportionell dygnsprovtagning och stickprovtagning. En rad vetenskapliga studier finns publicerade men också rapporter utförda som skolarbeten eller examensarbeten.

Växtetablering

Ett "skräckscenario" som sågs var att de överdämda markerna i den nyanlagda våtmarken i Oxelösund skulle förvandlas till en grön soppa av mikroalger. Därför satsades stort och brett på etablering av våtmarksväxter som effektivt skulle kunna konkurrera med mikrolager om ljus och näring.

Insatserna för att etablera växtlighet delades in i strukturbefrämjande etablering och artbefrämjande etablering. Den strukturskapande växtligheten syftade till att snabbt ge en täckande vegetation av en för reningsprocesser och biotoper lämplig flora. Dessa insatser (som genomfördes i maj/juni på markberedd mark) bestod i insådd av bladvass och kaveldun, spridning av jord med fröbank, samt plantering av jordklumpar (upphuggna rotmattor) med bland annat arterna jättestarr, skogssäv samt jättegröe i den nedre delen av våtmarken. Följande år kompletterades denna grundläggande insats med insådd av smalkavledun och olika starr och sävarter. Vid sidan om dessa övervattensväxter (emersa makrofyter) infördes också olika undervattensväxter (submersa makrofyter) som till exempel ålnate, trubbnate och axslinga. Den artbefrämjande insatsen syftade till att införa vackra eller på annat sätt speciella växter till exempel näckros, vattenaloe, kalla, igelknopp, blomvass och pilblad. Dessa växter infördes från frön från vildväxande arter.

Resultatet av ansträngningar för växtetablering var en massiv uppkomst av bredkaveldun i de områden som tidigare varit åkermark. Lite överraskande var också att en mängd våtmarksarter som inte förts in dök upp i den nya våtmarken. Bland dessa "slumrande" arter som väcktes till liv av dränkingen var olika arter av tåg samt svalting framträdande.

Ambitionen att erhålla en täckande vegetation lyckades således över förväntan. Däremot blev ambitionerna att få till en mer varierad växtlighet mindre lyckad. Över alla markberedda ytor dominerade bredkaveldun. I skuggan av bredkaveldunet fanns dock en mängd arter från den artbefrämjande etablering som med tiden lyckades erövra livsrum. Först nu efter tre decennier har kaveldunets dominans brutits upp till förmån för en mer varierad och artrik flora (Figur 4.2).

En noggrann redogörelse av hur växtetableringen i Brannäs våtmark gick till och vilka lärdomar som kan dras från de uppföljningsprogram som genomfördes av växt- och djurliv under de tre första åren (prövotiden för tillstånd) finns dokumenterade i rapporter till Naturvårdsverket (Ridderstolpe, 1993, 1995).



Figur 4.2

Övre delen av cell N1 (en av de dammar som omväxlande fylls och töms) i Brannäs våtmark. Efter tre decennier har den tidigare helt dominerande vegetationen med bredkaveldun brutits upp och ersatts av en mer varierad flora.

Reningseffekter

Redan samma år som våtmarken togs i drift kunde det konstateras att processidén att driva den biologiska reningen genom att fylla och tömma stora grunda vegetations-täckta våtmarksområden fungerade. Inkommande halter av BOD pendlade (beroende av flöden) mellan 15 och 40 mg/l men reducerades vid utloppet till nivåer kring 4 mg/l. Avskiljningsgraden visade inget tydligt temperaturberoende (Andersson, Wittgren & Ridderstolpe, 2000). Även processidén för kväveomvandlingen (se avsnitt 2.2) visade sig fungera väl. Av inkommande mängd om drygt 30 ton kväve år 1994 (varav 80 % var ammonium och resten organiskt kväve) omvandlades cirka 14 ton till luftkväve. Medräknat kväveavskiljning via slamuttag i verket nåddes målet om 50 % kväverening redan första året anläggningen var i drift. Det utgående kvävet från våtmarken låg i huvudsak som ammonium och resten som nitrat och organiskt kväve (Kallner, 1998).

Frågan om den byggda anläggningens kapacitet för fosforrening var föremål för intensiv diskussion inför prövningsförfarandet, varför man med uppföljning försökte besvara denna fråga. Detta gjordes genom att utvärdera provtagningar och flödesmätningar inom ramen för den upprättade utsläppskontrollen, men också genom ett antal specialstudier.

Trots varierande och periodvis höga halter av fosfor in till våtmarken (runt 1 mg/l) var utgående halter från våtmarken alltid låga, i medel under 0,05 mg/l och bara enstaka värden över 0,1 mg/l under de första åren (Andersson, Wittgren & Ridderstolpe, 2000). Flyckt (2010) visar att fosforhalterna in till våtmarken var mellan 0,2 och 1 mg/l (medel 0,56 mg/l) och utgående värden på fosfor runt 0,08 mg/l. Högsta halterna ut uppmättes vintern 2003 (då luckorna frusit fast och fyllning – tömning inte fungerade). Halterna ut från våtmarken steg då till 0,2–0,3 mg/l.

För att svara på frågan var och hur fosfor avskildes i våtmarken genomfördes ett examensarbete 1997 (Gunnarsson, 1997). Vattenprover för vattenanalys och sedimentprover togs i olika delar av våtmarken, där vattnet analyserades avseende totalfosfor och löst fosfor och sedimentproverna med fraktionerad fosforanalys. En slutsats från examensarbetet var att fosfor som avskildes i våtmarken låg stabilt i sedimenten. För att garantera långsiktig fosforrening (och för att förhindra luktproblem) föreslogs att sedimenterat slam vid inloppen skulle avlägsnas. Av detta skäl byggdes våtmarkens inloppsdelar om. En ny och tömningsbar inloppsdamm där slam från tryckledningen fick sedimentera varefter klarfasen genom öppningsbara och stängningsbara luckor fördelades ut till de båda våtmarkssystemen.

När spillvattenvåtmarken byggts blev utgående vatten från reningsverket exponerat, från att tidigare legat dolt och osynligt med ett utloppsrör under vattenytan. Eftersom spillvattenvåtmarker ofta är utformade för att skapa mervärden i form av rekreationsområden och stärkt biologisk mångfald blev de närboendes ögon en del i kontrollen. Detta hjälpte verksamhetsutövaren med uppströmsarbetet att få bort ovidkommande föroreningar i vattnet.

Hygien

Frågor kring lukt och smittrisker dök upp först efter det att anläggningen var byggd. I samråd med Smittskyddsinstitutet (SMI) och Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA) formulerades principen om hygienzonering för behandling och bortledning av avloppsvatten. Denna princip tillämpades vid projektering av våtmarken Alhagen som byggdes några år senare i Nynäshamn (se vidare avsnitt 4.9.3).

Mervärden

Vid planeringen av både våtmarkerna i Oxelösund och även i Nynäshamn lades stor ambition i att utforma dessa som attraktiva rekreationsområden. Anledningen till detta var att man såg det som absolut nödvändigt att anläggningarna, som tog stora ytor i anspråk nära tätorten, uppskattades av närboende. Stor omsorg lades därför att skapa landskapsestetiska kvalitéer och detaljer såsom små platser, broar med räcken varifrån vattnet kunde observeras, porlande bäckar och så vidare.

En kvalitet som uppskattats mycket är gestaltningen av utloppen från våtmarkerna. Både i Oxelösund (Figur 4.3) och Nynäshamn är de utformade som naturliga bäckar. Vattnet i dessa bäckar är klart och luktfritt och håller en hög hygienisk kvalitet. Även den biologiska kvalitén i vattnet är hög vid utloppen. Redan några år efter driftsättning koloniserades bäckarna av evertebrater (ryggradslösa djur) såsom bäcksländor, knottlarver och märkräfta, vilka kräver goda syreförhållanden. Det ständigt flödande sötvattnet visade sig också dra till sig havslevande fisk i de vikar där vattnet rinner ut, för lek och födosök. Utloppen lockade i sin tur till sig fiskare som upptäckte att havsvikarna var fina fiskeplatser för gädda, abborre, gös och havsöring.

En intressant effekt av att våtmarkerna i Brännäs och Alhagen blev så omtyckta av närboende var att VA-avdelningarna på kommunerna plötsligt fick uppskattning för sitt arbete med att rena vatten. Även driftpersonal som från början varit skeptiska till den nya tekniken blev också mer engagerade i driften och uppskattade de synliga förbättringar av vattenkvalitén som man kunde följa i våtmarken.



Figur 4.3

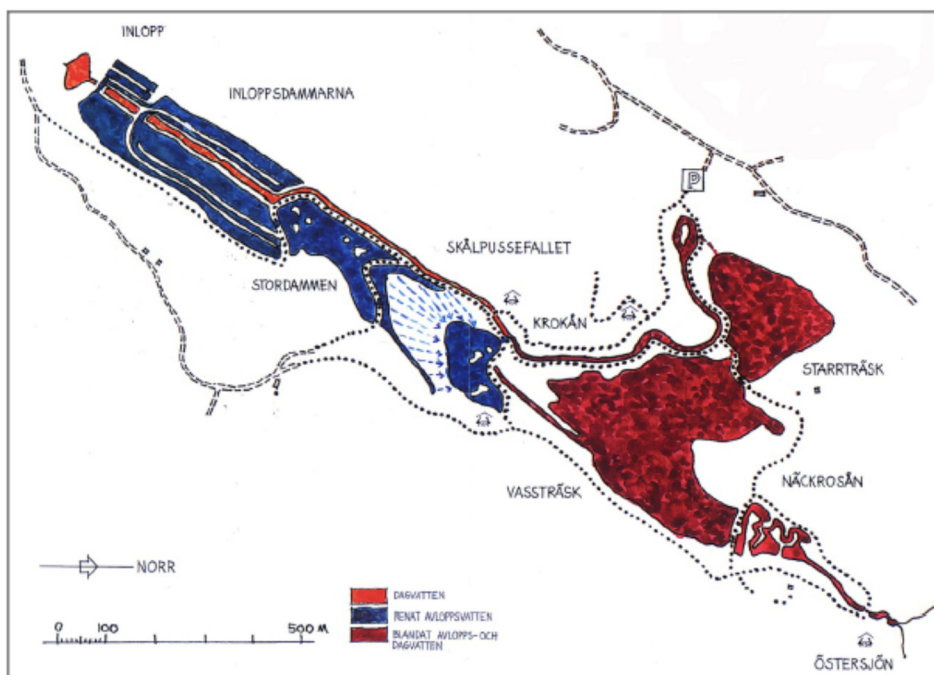
Våtmarkerna i Oxelösund och i Nynäshamn blev snart populära utflyktsmål för närboende. På bilden syns utloppet från våtmark Alhagen i Nynäshamn som är utformat som en porlande bäck med små hålldammar.

4.2 Alhagen våtmark

Alhagens våtmark i Nynäshamns kommun togs i drift 1998 och byggdes som ett biologiskt reningssteg för Nynäshamns avloppsreningsverk. Våtmarken är 22 hektar. När våtmarken byggdes dimensionerades den som biologiskt steg för 20 000 pe. Enligt det nya tillståndet från 2019 får reningsverket och våtmarken ta emot vatten från 30 000 pe. År 2022 var cirka 12 500 pe anslutna till reningsverket. Tillståndet medger också att reningsverket får belastas med avloppsvatten från fartyg, vilket kan ge en extra belastning på maximalt 5000 pe (Nynäshamns kommun, 2023).

Sedan 2002 renas vattnet innan våtmarken i en SBR-anläggning (Flyckt, 2010). SBR-anläggningen byggdes för att möjliggöra mottagning av externslam (till exempel slam från slamavskiljare) i reningsverket. Då verket vid denna tid saknade ett biologiskt steg var utgående halter av BOD höga vilket varma sommar dagar gav upphov till lukt i våtmarkens inloppsdel. Trots att våtmarken byggdes för att svara för både mineralisering och nitrifikation så drivs i dag en stor del av nitrifikationen i SBR-reaktorerna. Reaktorerna kan förbiledas och ungefär 25 % av vattnet som når våtmarken renades inte i reaktorerna fram till 2016 då ett projekt om driftoptimering genomfördes. I den kemiska reningen har sedan start en aluminiumbaserad fällningskemikalie använts.

Våtmarken är uppdelad i två delar, en teknisk del med reglering av vattenflöde och en naturnära våtmark som sköter sig mer eller mindre själv. Från inloppet leds vattnet växelvis till två parallella inloppssystem, östra och västra dammsystemet. Vattnet styrs till respektive system med hjälp av en brunn med manuellt styrda luckor. På så vis erhålls ett system med varierande fyllning och tömning som gynnar syresättningen och därmed nitrifikationen (Figur 4.4). Centralt i anläggningen, efter dammarna som omväxlande töms och fylls, finns även en cirka 2 hektar stor översilningsyta anlagd för att ytterligare effektivisera nitrifikationen i anläggningen. I Alhagens våtmark behandlas även dagvatten från ett cirka 200 hektar stort avrinningsområde. Dagvattnet leds in i våtmarken i separat system med torra och våta dammar som både har avskiljande och flödesfördröjande funktion (Flyckt, 2010).



Figur 4.4

Skiss över Alhagen våtmark innan den nya järnvägen till hamnen byggdes 2020. I dag är den södra inloppsdammen uppdelad i två mindre dammar. Illustration framtagen av WRS.

Lärdomarna från växtetableringen i Brännäs våtmark togs tillvara vid anläggandet av våtmarken i Alhagen. Här inriktades till exempel den strukturbefrämjande etableringen

på insådd och utplantering av pluggplantor av bladvass i den inledande tekniska våtmarken medan inga insatser gjordes för att etablera kaveldun. Mycket arbete lades ned på artbefrämjande etablering. En mängd fröer plockades från olika lokaler. Tekniken med plantering av ”rotklumpar” utvecklades också genom att uppgrävda starr- och sävmattor skars upp i bitar med hjälp av så kallad skivristar (skärande tallrikar från en jordbruksplog) som monterades på tänderna på en grävmaskinskopa.

Under de första driftåren när våtmarken var det biologiska steget kördes våtmarken april till december. Trots detta avskilde våtmarken cirka 1000 till 1200 kg kväve per ha och år vilket motsvarade 69 % av kvävet som lämnade förfällningssteget. Fosfor avskildes ner till mellan 0,1–0,2 mg/l under dessa år vilket motsvarade 59 till 85 % avskiljning (Flyckt, 2010).

4.3 Ekeby våtmark

I anslutning till Ekeby reningsverk i Eskilstuna ligger den största spillvattenvåtmarken i Sverige, Ekeby våtmark. Våtmarksområdet är omkring 40 hektar stort med en vattenyta på 28 hektar med en uppehållstid på cirka en vecka (Flyckt, 2010). Reningsverket belastas med cirka 99 700 pe och tar emot cirka 48 000 m³ avloppsvatten dagligen (Eskilstuna Energi & Miljö, 2022b).

Våtmarken togs i drift 1999 och anlades på gammal jordbruksmark. Redan när den anlades reducerades en stor del av ammoniumkväve till nitratkväve i reningsverket, och våtmarken är därför konstruerad för att driva denitrifikation. Ambitionen var även att minska utsläppen av fosfor och suspenderade ämnen till den mottagande recipienten Eskilstunaån. Ansträngningar gjordes också för att skapa pedagogiska värden och gestaltningsvärden för närboende.

I dag är Ekeby våtmark ett viktigt komplement till reningsverket för att nå uppsatta utsläppskrav för kväve. Våtmarken är också uppskattad som fågelokal och park för Eskilstunaborna (Ledung, 2023).

Från reningsverkets bassänger leds vattnet till en inloppskanal som fördelar vattnet i fem parallella dammar. Från dessa fem dammar samlas vattnet sedan upp i en uppsamlingskanal, innan det fördelas i ytterligare tre parallella dammar. Därifrån leds vattnet via en utloppskanal genom ett mäthus och vidare till Eskilstunaån (Figur 4.5). Vattnet rinner genom hela våtmarken med självfall, där vattenflödet mellan dammarna regleras med hjälp av skibord (dämmen) med fjärrstyrd nivåreglering. En pumpstation vid utloppskanalen möjliggör en avvattning av utloppsdiket och kan användas för att vid behov sänka vattennivån i våtmarken. Medeldjupet i dammarna är 1 m, men varierar, med djupzoner som grävts i alla dammar med syftet att hindra igenväxt av vegetation samt förbättra den hydrauliska effektiviteten genom att få en bättre spridning av vattnet (Flyckt, 2010).



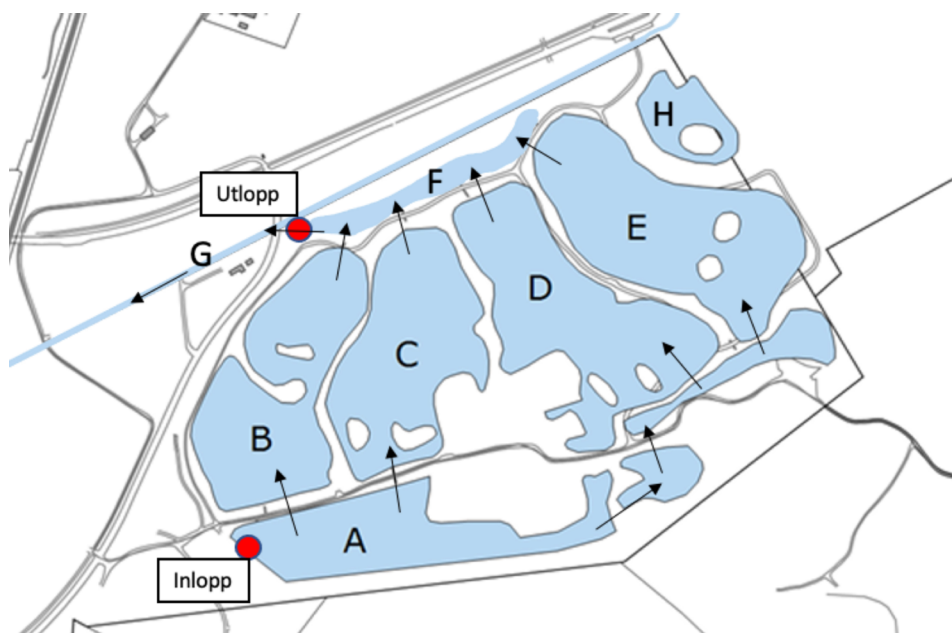
Figur 4.5

Ekeby våtmark med reningsverket i förgrunden. Foto ESEM tillgänglig via CC BY 3.0.

Reningsresultat från de första driftåren visade att kväveavskiljningen med denitrifikation som huvudsaklig process förbättrades när vegetationen växte till sig. Detta kan förklaras av att denitrifikationsbakterierna kräver tillgång på kol och bristen på kolkälla ofta blir den begränsande faktorn (Andersson & Kallner, 2002). Våtmarken etablerades med sjösäv, bladvass, jättegröe, olika flytbladsväxter samt undervattensvegetation. Växtligheten växte dock inte så kraftigt som planerat och efter några år drog den sig tillbaka (Flyckt, 2010), vilket gör att det i dag endast är mindre delar av vattenytan som är täckt av vegetation. Eriksson (2018) undersökte våtmarkens växtlighet, djurliv och sediment i syfte att ange behov av underhåll. Hennes slutsatser var bland annat att alla djupområden i de första dammarna var till hälften fyllda av slam och att makrofyttisk undervattensvegetation i stort sett helt saknades i dammarna och att primärproduktionen i våtmarken övergått till planktonsamhällen. Denna omsvängning av växtsamhället från klarvatten med makrofyter till grumligt grönt vatten med mikrofyter kan förklaras av att fisk betar och grumlar upp botten sediment, att fåglar äter upp växterna eller/och att svavelväte bildas som helt eller delvis slår ut vegetationen.

4.4 Magle våtmark

Magle våtmark anlades 1995 och fungerar som ett extra reningssteg efter Hässleholms reningsverk, med syftet att reducera mängden kväve och fosfor ytterligare innan vattnet når recipienten (Flyckt, 2010). Våtmarken är 21 hektar. När våtmarken byggdes var det huvudsakliga syftet att reducera fosfor, för att minska belastningen till den då kraftigt övergödda Finjasjön. Marken våtmarken är belägen på är tidigare dels åkermark och dels skogsmark (Andersson & Kallner, 2002). En översikt av våtmarken visas i Figur 4.6.



Figur 4.6

Skiss över Magle våtmark. A = Fördelningsdamm, B-E = parallella dammsier, F = uppsamlingskanal, G = Maglekärrbäcken, H = dagvattendamm, ej kopplad till våtmarkssystemet. Pilar visar flödesriktning genom våtmarken. Hämtad och använts med tillstånd av Hässleholm Miljö AB, där ursprungsfiguren är redigerad.

År 2020 hade Hässleholms avloppsanläggning 20 039 anslutna pe och ett inkommande medelflöde på 12 600 m³/dygn. I reningsverket finns mekanisk rening, biologisk rening via en aktivslamprocess och kemisk rening där fosfor fällt ut med järnklorid. Efter kemisk rening med eftersedimentering leds vattnet genom ett tvåmedia sandfilter som är sista steget innan vattnet pumpas genom en 1,5 km lång ledning till inloppet i Magle våtmark. Vattnet leds först till en fördelningsdamm, därifrån rinner vattnet vidare till fyra parallella dammar via skibord (dämmen) som regleras manuellt. Dammarna är konstruerade för att reducera kväve och fosfor via denitrifikation och assimilation (Hässleholm Miljö AB, 2020). Varje damm är indelad i tre sektioner med antingen bankar eller öar som separerar varje sektion.

Från dammarna samlas vattnet upp i en uppsamlingskanal, där en parshallränna med kontinuerlig flödesmätning finns, innan det rinner ut i Maglekärrsbäcken som transporterar vidare vattnet till Finjasjön. Växtligheten består av bland annat vass, kaveldun, grönslick och undervattensvegetation (Hässleholm Miljö AB, 2020). Växtligheten skördas tidig höst varje år, med hjälp av en vassklippare som kan ta bort både vassväxter och undervattensvegetation. Syftet med att skörda växterna är att få bort assimilerat kväve och fosfor ur systemet, innan det frigörs när växterna bryts ned. En del vass sparas vid strandlinjen för att få en varierad och skyddande miljö, men det mesta klipps och ger en klar och fri sikt ut mot vattenspegeln. För att öka variationen och skapa skydd för fåglar och andra arter sparas däremot mer vass som växer längre ut i dammarna runt småöar (Hässleholm Miljö AB, 2023). Enligt Flyckt (2010) är det osäkert om skörden har en positiv påverkan på reningen, eller om växterna som vass och kaveldun i stället borde vara kvar för att gynna denitrifikation genom att fungera som kolkälla.

Provtagning sker genom flödesproportionella dygnsprover ut från reningsverket och tidsstyrt dygnsprov ut från våtmark. Fram till 2022 togs proverna ut från våtmark som stickprov. År 2011 filtrerades alla parametrar vid utgående prov felaktigt, och därför är utgående halter lägre än verkligheten för detta år (Jaensson, 2023a). När dygnsprovtagning i våtmark infördes fortsatte man att ta stickprover för att kunna jämföra resultaten. Jämförelsen visade ingen skillnad på stickprov och dygnsprov förutom en viss skillnad på pH (Hässleholm Miljö AB, 2023).

4.5 Karö våtmark

Planerna på att bygga Karö våtmark som ett extra reningssteg till Östhammars avloppsreningsverk väcktes redan i början av 1990-talet, med syfte att minska utsläppen av kväve och fosfor till havet men även för att förbättra reduktionen av smittoämnen och andra skadliga ämnen. Det kom att dröja många år innan idéerna realiserades; våtmarken byggdes och färdigställdes 2015 (Ridderstolpe, 2021). Våtmarken är 2,5 hektar stor (Tabell 4.1).

Östhammars reningsverk är beläget på Krutudden, en udde mot Östhammarfjärden i närheten av Östhammars tätort (Ridderstolpe & Andersson, 2014). I dag består reningsverket av mekanisk rening, biologisk rening med en biofilmreaktor och kemisk rening där polyaluminiumklorid används som fällningskemikalie. År 2021 var belastningen på reningsverket, och därmed också våtmarken, 3098 pe med ett medelinflöde på 1738 m³/dygn (Gästrik Vatten, 2021).

Från reningsverket leds vattnet från pumpstation via en cirka 1600 m lång tryckledning över havet och vidare till inloppet av våtmarken (Ridderstolpe & Andersson, 2014). Våtmarken består av en teknisk del med sex grunda dammar (celler) som växelsvis töms och fylls, för att få en spridning av vattnet och ämnen och partiklar filtreras över marken som är täckt av vegetation. Syftet är också att gynna syrekrävande processer som nitrifikation (Ridderstolpe & Andersson, 2014).

Tryckledningen från reningsverket går till ett fördelningshus beläget intill våtmarken, varifrån vattnet leds till våtmarkens överdämningskärr (torra våtmarker). Beskickningen styrs automatiskt med hjälp av ventiler i fördelningshuset. Vattnet leds till en damm i taget, som fylls under ungefär 24 timmar, och sedan står fylld med vatten ungefär 10 timmar innan vattnet töms tillbaka till fördelningshuset. När en damm är fylld, påbörjas fyllningen av nästa damm, vilket ger en simultandrift där tömning och fyllning i de olika dammarna pågår parallellt dygnet runt. (Ridderstolpe & Andersson, 2014).

I projekteringen planerades även en efterföljande naturnära våtmark (med permanenta vattenytor). Vattnet skulle efter att ha tömts tillbaka till fördelningshuset skickas vidare till den naturnära våtmarken, där vattnet på självfall skulle rinna genom ett stort kärrområde med en variation av öppna vattenytor och områden med tät vassartad vegetation. Den naturnära våtmarken har ännu inte anlagts och i dag består våtmarken endast av den tekniska delen med överdämningskärr.

Vattnet från den tekniska våtmarken leds i dag i stället till en gemensam uppsamlingsdamm, som även mottar dagvatten från avrinningsområdet. Därefter leds vattnet ut i recipienten Östhammarfjärden. Se skiss över den verksamma tekniska våtmarken samt den planerade naturnära våtmarken i Figur 4.7.



Figur 4.7

Skiss över Karö våtmark. Den naturnära våtmarken har ännu inte anlagts och våtmarken består endast av den tekniska delen med sex dammar (mörkgrön). Inlopp genom tryckledning (orange linje) och utlopp via uppsamlingsdamm till utloppsdikey (blå linje). Illustration framtagen av WRS.

4.6 Örsundsbro våtmark

Örsundsbro våtmark anlades 1999 som ett poleringssteg till Örsundsbro avloppsreningsverk. Verket består av mekanisk, kemisk och biologisk rening. Våtmarken är belägen nordöst om Enköping, på gammal åkermark. Marken har längre tillbaka varit sjöbotten och består av blålera (Flyckt, 2010). I det kemiska reningssteget används järnklorid. Våtmarken är 0,7 hektar stor och belastas med cirka 2000 pe (Tabell 4.1).

Våtmarken består av två parallella dammsystem med tre dammar i varje system. När våtmarken byggdes utformades den första dammen i vardera systemet som en öppen vattenyta för att gynna sedimentering och fastläggning av fosfor. Denna damm är ungefär 1 m djup och inhägnad för att undvika smittspridning. Efterföljande två dammar är grundare och etablerades med växtlighet, främst kaveldun och bladvass. Det finns fyra djupare tvärgående zoner, omkring 1,4 m djupa och 3 m breda, som gjordes med syftet att förhindra kanalisering och hydraulisk kortslutning. Mellan varje damm finns ett grunt stenparti med syftet att syresätta vattnet (Figur 4.8). Efter dammarna leds vattnet genom en utloppskanal vidare till recipienten Örsundaån som mynnar i Mälaren (Flyckt, 2010).



Figur 4.8
Örsundsbro våtmark. ©
Lantmäteriet.

När våtmarken byggdes användes de parallella systemen samtidigt, men 2004 gjordes en förändring i driften och systemen började användas ett år i taget. Denna förändring gjordes med syftet att lösa problem med att fosfor släppte från sedimenten under sommaren, som skulle kunnat bero på att uppehållstiden i våtmarken var för lång vilket riskerade ge anaeroba förhållanden och fosforsläpp från järnhydroxid/fosfat komplexen (Flyckt, 2010; Enköpings kommun, 2019). Denna växelvisa användning av linje i drift, har enligt anteckningar i provtagningsdata fortsatt att användas tills i dag. I och med övergången till växelvis drift halverades våtmarksarean och uppehållstiden, som gick från cirka 7 dygn till 3,5 dygn (Flyckt, 2010). Dock är uppehållstiden osäker, och kan vara längre än 3,5 dygn då uppehållstiden kraftigt kan förändras om temperaturförhållanden orsakar skiktning som gör att fyragradigt vatten sjunker till botten. Eftersom uppehållstiden kan vara lång även vid växelvis drift finns det en tveksamhet från WRS, som 2019 gjorde en åtgärdsutredning för våtmarken, kring om en växelvis drift verkligen förbättrar reningen. Dammarna var dimensionerade för en parallell drift, då en lång uppehållstid förbättrar sedimenteringen av partiklar (Enköpings kommun, 2019).

Örsundsbro våtmark hade en välfungerande rening i nästan 20 år, framför allt av fosfor där utsläppen hölls på mycket låga nivåer (Flyckt, 2010; WRS, 2020). Även kvävereningen var god där mängdavsiljningen av totalkväve som medeltal låg på 38 % motsvarande 2036 kg/ha, år mellan åren 2001 och 2009 (Flyckt, 2010).

4.7 Granskärs våtmark

Granskär våtmark är ett kompletterande reningssteg efter Granskärs avloppsreningsverk, och anlades 2004 (Steen, 2023). Granskärs reningsverk består av mekanisk rening, biologisk rening via en aktivslam-process samt en kemisk rening där granulerat aluminiumsulfat används som fällningskemikalie. Innan våtmarken byggdes gick utsläppet från reningsverket till Söderhamnsån, som rinner genom centrala Söderhamn. Det fanns här en oro för att det låga flödet i Söderhamnsån i kombination med utsläppet från reningsverket skulle ge övergödningssproblem, och våtmarken byggdes därför som en förlängd utloppsledning för att flytta utloppet från Söderhamnsån. Våtmarken har utöver detta syftet att fungera som ett poleringssteg, en extra rening innan vattnet når recipienten (Eriksson, Johan, 2023).

Våtmarken är belägen på flackt skogsområde som tidigare använts som snölager. Våtmarken är 5,6 hektar stor (Tabell 4.1) och hade 2022 ett inkommande medelflöde av 5 070 m³/dygn samt mottar avloppsvatten från 14 350 pe (Söderhamn Nära, 2023). Från reningsverket pumpas vattnet via en 500 m ledning under en väg upp till inloppet av våtmarken. Därifrån leds vattnet in i två parallella system via en fördelningsbrunn. Vartdera systemet består av fyra dammar, och är i drift samtidigt (Figur 4.9). Den första dammen är djupare än övriga, och har syftet att fungera som sedimentfälla.

Medelvattendjupet i den första dammen i varje system är 1,9–2 m, och i övriga dammar 0,75–0,9 m. Dammarna är belägen på en flack terräng, till stor del bevuxna av bladvass och annan hög vegetation.



Figur 4.9

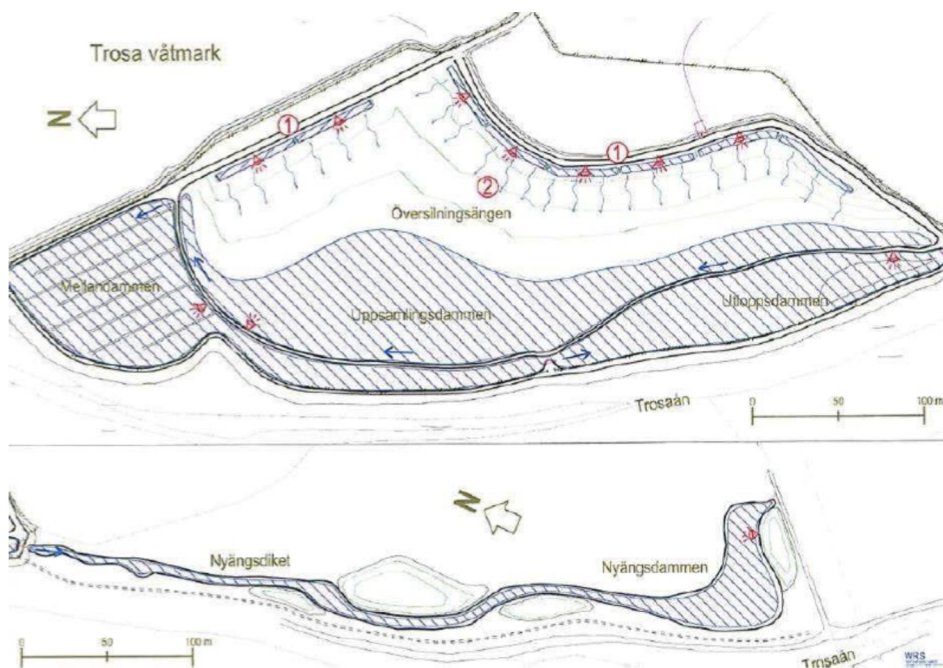
Skiss över Granskärs våtmark i Söderhamn. Figuren används med tillstånd från Söderhamn nära.

Efter dammarna rinner vattnet via en översilningsyta till ett utloppsdike som leder vattnet vidare, under en väg, till en provtagningsstation i form av ett brett betongrör där vattnet trycks upp från tunneln under vägen. En mindre volym vatten pumpas härifrån tillbaka till reningsverket för en flödesstyrd provtagning, detta vatten används sedan som tvättvatten vid den mekaniska reningen (Söderhamn Nära, 2023). Från provtagningsstationen rinner vattnet vidare till utsläppspunkten vid utloppet av Lötån, 750 m nedströms reningsverket, vilket är en del av en Söderhamnsfjärden i skärgården mot Östersjön. När det är högt vattenstånd i havet händer det att vattnet trycks bakåt, och ett inflöde bildas från havet in till våtmarken.

I Granskärs våtmark utfördes under våren 2017 ett spårämnesförsök i syfte att bestämma uppehållstiden i våtmarken (Söderhamn Nära, 2018). Den teoretiska uppehållstiden var beräknad till elva dygn men spårämnesförsöket visade att uppehållstiden snarare var omkring fyra dygn (Steen, 2023). Tack vare upptäckten kunde åtgärder för att bättre nyttja hela våtmarksvolymen planeras.

4.8 Trosa våtmark

Trosa våtmark anlades 2003 och fungerar som ett extra reningssteg till Trosa reningsverk. I reningsverket, som ligger vid hamnen centralt i Trosa tätort, renas vattnet genom mekanisk, kemisk och biologisk rening (Trosa kommun, 2010). Verket har inga krav på kväverening och det biologiska steget är därför främst utformat för att rena organiskt material. Via en 2,8 km lång tryckledning pumpas sedan vattnet till våtmarken som ligger norr om tätorten. Inkommande vatten går till ett fördelningshus, varifrån vattnet fördelas till en eller flera översilningsytor. Totalt finns åtta översilningsytor som är planerade att belastas med vatten i intervaller av 3–5 timmar, där några ytor dräneras samtidigt som andra beskickas med vatten (Flyckt, 2010) (Figur 4.10). Våtmarken är 6 hektar stor (Tabell 4.1).



Figur 4.10

Skiss över Trosa våtmark. Övre bilden visar våtmarken med fördelningsdammarna (1) och översilningsytan (2) som rinner vidare till Uppsamlingsdammen, Mellandammen och Utloppsdammen. Nedre bilden visar utloppet via Nyängsdiket och Nyängsdammen till Trosaån. Figur framtagen av WRS.

Syftet med en spridning av vattnet över översilningsytan är att gynna avskiljningen av större partiklar av fosfor, organiskt material och bakterier som inte hunnit avskiljas i reningsverket. Översilningen har även syftet att gynna nitrifikation med en spridning av vattnet och tillgång på syre som nitrifikationsbakterierna behöver. Efter översilningen leds vattnet genom tre dammar där lång uppehållstid gör att mindre partiklar hinner sedimentera. I dammen finns även växtlighet, bland annat bredkaveldun, som fungerar som kolkälla vilket tillsammans med djupare syrefria partier bidrar till goda förhållanden för denitrifikation (Trosa kommun, 2010). Efter dammen leds vattnet till utloppet via ett dike till en sista damm, Nyängsdammen, där ytterligare rening sker innan vattnet rinner till Trosaån och därefter Östra stadsfjärden som är en vik av Östersjön (Flyckt, 2010).

År 2015 uppstod problem med reningsfunktionen i våtmarken till följd av flera år av hög belastning från det dåligt fungerande reningsverket. Det ledde till att översilningsytan skadades och stora mängder slam ansamlades som ett sediment i dammarna. Problemen ledde till dålig syresättning och därmed dålig nitrifikation i översilningsytan, samtidigt som sedimentlagring i kombination med mycket vass ledde till korta uppehållstider. Restaurering av våtmarken påbörjades 2015, men problem med Trosa reningsverk kvarstod med slamflykt och låga syrehalter i utgående vatten, vilket fått följdproblem i våtmarken, bland annat risk för fosforläpp (Carlsen, 2015).

Reningsverket belastades 2015 med 5 200 pe och har tillstånd för 6 000 pe, samtidigt som Trosa som sommarkommun har höga belastningstoppar under sommarsäsongen (Carlsen, 2015). Behov av renovering av Trosa reningsverk i kombination med en växande befolkning och krav på dimensionering av en högre belastning gör att en ny lösning för vattenrening planeras i Trosa, där alternativen i utredningen handlat om ett nytt reningsverk beläget vid våtmarken eller en överföringsledning från Trosa till Himmerfjärdsverket (Structor AB, 2021). Enligt ett beslut av Trosa kommun 2021 är huvudalternativet att arbeta för en överföringsledning till Himmerfjärdsverket som ska vara på plats vid årsskiftet 2026/2027 (Trosa kommun, u.å.). Vad som händer med våtmarken i framtiden är under utredning där ett av spåren är att nyttja våtmarken för bräddvattenhantering.

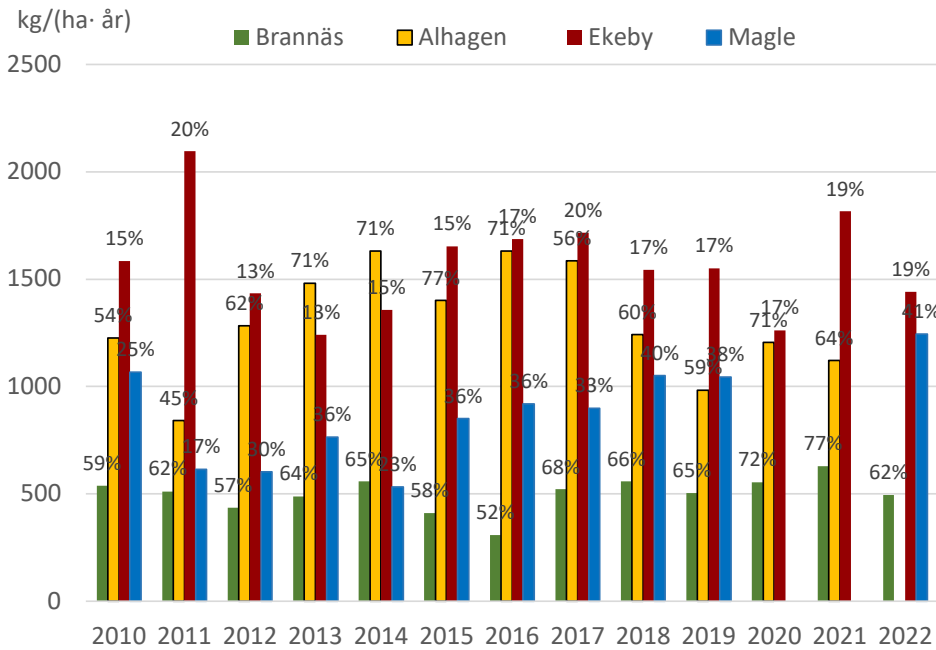
4.9 Våtmarkernas reningsfunktion

Redovisningen av våtmarkernas förmåga att avskilja och omvandla näringsämnen fokuserar på de fyra största våtmarkerna i Sverige. Men även resultat från övriga studerade våtmarker presenteras i text och till viss del i figurerna. Att fokus vid presentation av resultaten legat på de fyra största våtmarkerna (Brannäs, Alhagen, Magle och Ekeby) beror på att dataserierna för Karö, Granskär och Örsundsbro är kortare än för övriga våtmarker och att det finns en del osäkerheter i dessa data. I Karö handlar det mycket om svårigheter i att avgöra vilket vatten som mäts i utflödet. Då flödesmätningar saknas på utgående vatten är det svårt att avgöra i vilken mån utspädning och avdunstning påverkar uppmätta halter. I Granskär och Örsundsbro är våtmarkerna små med liten procentuell avskiljning. Små fel i haltmätningar riskerar då att ge stora utslag i slutresultaten.

4.9.1 Kväve

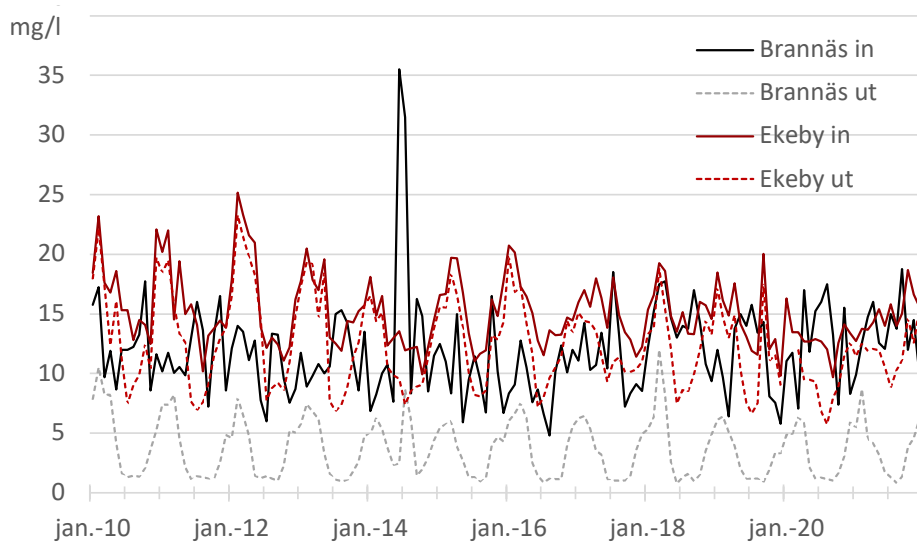
Avskiljningen av kväve varierar i de studerade våtmarkerna. Ekeby våtmark avskiljer mest kväve per ytenhet, 1600 kg/ha och år, medan Brannäs har störst procentuell avskiljning med 64 % (Tabell 4.1). Viktiga skillnader mellan de studerade våtmarkerna avseende kväveavskiljningen är sammansättningen på inkommande vatten och om anläggningen är optimerad för nitrifikation och/eller denitrifikation. Ekeby och Magle mottar nitrifierat vatten och har därför utformats för att i första hand gynna denitrifierande processer. Brannäs och Alhagen var ursprungligen byggda som det kompletta biologiska steget i reningsprocessen och utformades därför med inledande torra delar för att gynna mineralisering och nitrifikation. Det är tänkbart att dessa torra våtmarksdelar (överdämningskärr) är mindre optimala för denitrifikation då främst syre reduceras och nitratet rinner vidare. Det kan dock finnas miljöer i sediment eller biomassa där denitrifikation kan ske. Kvävebelastningen på våtmarkerna skiljer sig mycket åt där Ekeby belastas med cirka 12 gånger mer kväve än Brannäs.

Avskiljningen för Brannäs, Alhagen, Ekeby och Magle våtmark, 2010 till 2022 visas i Figur 4.11. Varje våtmark har liknande avskiljningsgrad genom hela tidserien både i absoluta tal och i procent. Skillnaderna mellan olika år beror troligtvis på belastningsvariationer kopplat till belastning på våtmarken, men kan även bero på omständigheter i våtmarken och mätosäkerheter. I Brannäs reduceras totalkvävehalterna till cirka 1,5 mg/l under sommaren, vilket är mycket lågt. Det finns troligtvis potential för att avskilja en större mängd om ingående halter av nitrat sommartid varit större (Figur 4.12). I Ekeby är det troligtvis tillgången på organiskt kol som är den begränsande faktorn då utgående halter inte understiger 5 mg/l.



Figur 4.11

Årlig avskiljning av totalkväve samt procentuell rening i de fyra stora våtmarkerna.

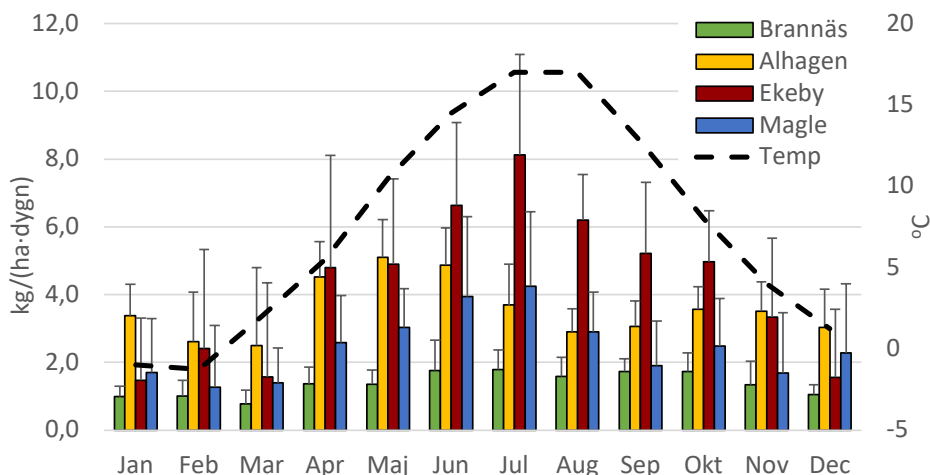


Figur 4.12

Halter av totalkväve in och ut ur Brannäs och Ekeby våtmarker år 2010 till 2022.

Kväveavskiljningen varierar mycket under året. Särskilt stora är variationerna i Ekeby där kvävereduktionen är cirka fyra gånger högre sommartid (8 kg/ha och dygn) än vintertid (2 kg/ha och dygn). I Brannäs och i Alhagen är avskiljningen sommartid cirka två gånger större än vintertid (Figur 4.13). Förklaringen till skillnader över året är sannolikt att tillgången på kolkälla till denitrifikationen och temperaturen varierar. Skillnaden mellan våtmarkerna kan delvis förklaras av att de olika våtmarkerna har olika växtsamhällen vilka släpper ifrån sig kol olika snabbt, vilket syns tydligt i årsvariationen. I Ekeby består huvuddelen av primärproduktionen av mikroalger (växtplankton) som har korta livscykler. I Magle som också är en öppen våtmark svarar undervattensväxter också för en stor del av produktionen. Mikroalger växer till snabbt i solljus för att sedan dö och bli tillgänglig som kolkälla medan undervattensväxter har längre livscykler. I framförallt Ekeby indikeras detta av de stora skillnaderna i avskiljning mellan sommar och vinter (Figur 4.13). I Brannäs som har en låg belastning och där växtsamhällena domineras av makrofyttisk vassartad vegetation (så kallade helofyter), bland annat mycket kaveldun, som bryts ner under en längre tid är denitrifikationen likartad över året. I Alhagen

och Magle kan man se en viss säsongsvariation. I Magle klipps vassen på hösten vilket borde kunna bidra till mindre effektiv kvävereduktion i och med att kol avlägsnas från våtmarken (Figur 4.13).

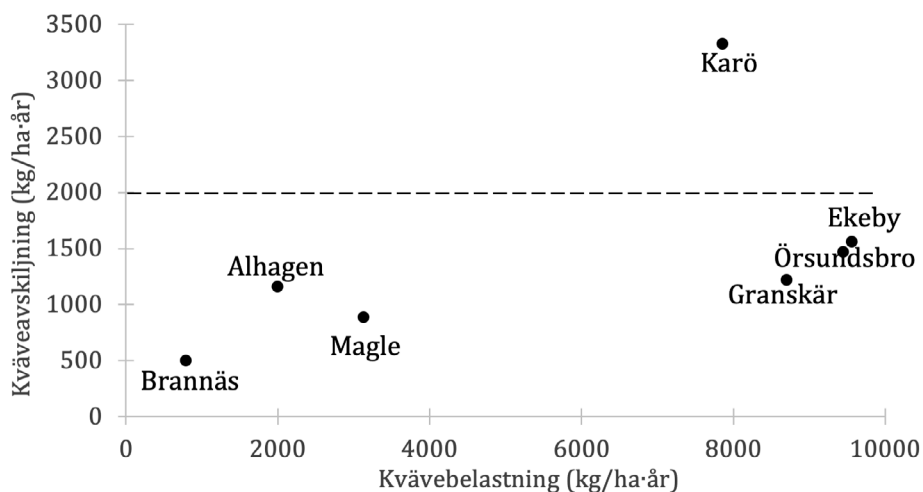


Figur 4.13

Genomsnittlig dygnsavskiljning (som månadsmedelvärde) med standardavvikelsen samt månadsmedeltemperaturen för de fyra stora spillvattenvåtmarkerna i Sverige.

Våtmarkernas avskiljning av kväve borde korrelera med kvävebelastningen om kväve är det begränsande ämnet. I Brannäs där nitrathalterna är låga i inkommande vatten sommartid stämmer nog detta (och kanske även till viss del för Alhagen (Figur 4.12). För Ekeby, Örsundsbro och Granskär (till höger i figuren) som har tillgång till nitrat under hela året bör andra faktorer begränsa denitrifikationen, exempelvis tillgången till kolkälla (Figur 4.14).

I Karö där resultaten visar på högst avskiljning har provmetodiken varit osäker och det finns lite data jämfört med de andra våtmarkerna (Tabell 4.1). Utformningen av Karö våtmark är speciell med sina sex parallellt liggande överdäckningskärr, och är tänkt för att i första hand gynna nitrifikation. Resultaten tyder på att denna process fungerar väl men också att denitrifikation är hög. Resultaten är lovande och våtmarken bör följas upp ytterligare för att höja kunskapsläget kring utformning och drift av spillvattenvåtmarker.



Figur 4.14

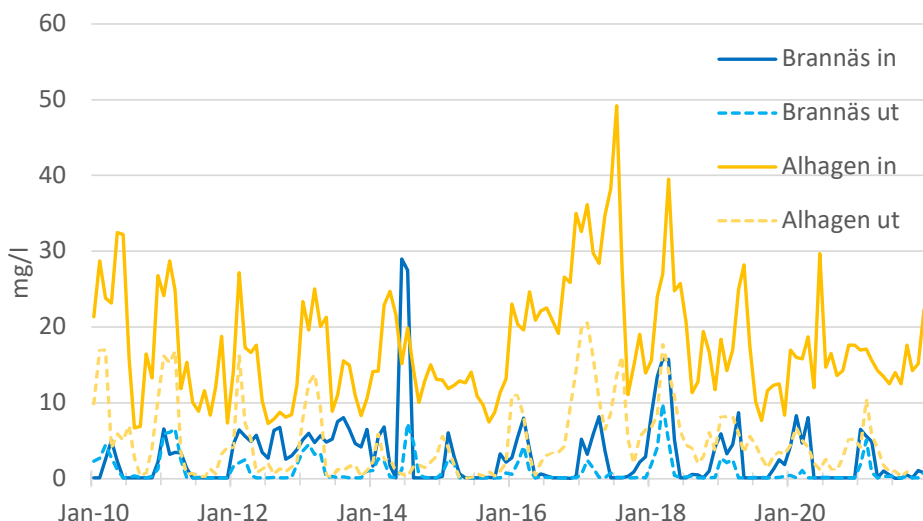
Kväveavskiljning mot kvävebelastning i de undersökta våtmarkerna. Vid pilotförsök i kontrollerade förhållanden har 2 000 kg kväve/hektar och år uppmäts denitrifiera.

Nitrifikation

Brannäs, Alhagen och Karö är byggda med så kallade torra våtmarker, utformade för att reducera halterna av ammonium och andra syreförbrukande ämnen. Om man jämför halterna in och ut ur våtmarkerna kan man konstatera att nitrifikationen är

betydligt högre i Alhagen jämfört med Brannäs. Detta kan förklaras av att reningsverket i Oxelösund nitrifierar kväve i betydligt högre utsträckning än reningsverket i Nynäshamn (Figur 4.15).

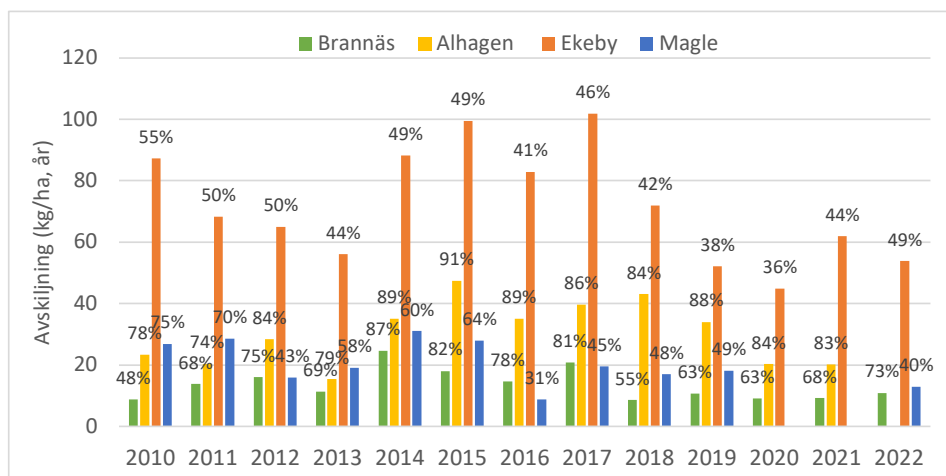
I Alhagen nitrifieras 950 kg/ha och år över hela våtmarken och i en studie av översilningsytans kapacitet visades det sig att översilningsytan sommartid nitrifierande cirka 6000 kg/ha och år (af Petersens, 1999). Eftersom aktiviteten minskar under vintern ligger dock den årliga potentialen en bit under detta resultat. Genom att nyttja våtmarkens kapacitet i högre grad skulle man kunna minska energiförbrukningen i reningsverket och potentiellt sett även slamproduktionen och därigenom spara resurser. Mer om detta i avsnitt 5.6.2.



Figur 4.15
Halter av ammoniumkväve in till och ut från Brannäs och Alhagens våtmarker åren 2010 till 2022.

4.9.2 Fosfor

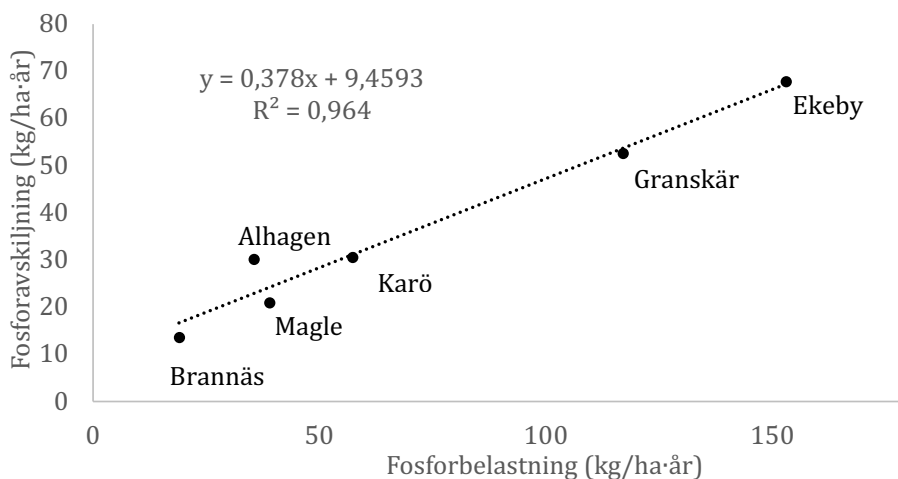
Fosforavskiljningen har fungerat väl i alla studerade våtmarkerna utom Örsundsbro där stora fosforsläpp skett under tidsperioden. Reningseffekten för fosfor har legat kring 50 % för Ekeby och Magle medan den legat kring 85 % i Brannäs och 70 % i Alhagen (Tabell 4.1). Avskiljningen i våtmarkerna skiljer sig mellan olika år. Inga trender som pekar på att reningseffekterna avtar med tiden kan ses (Figur 4.16).



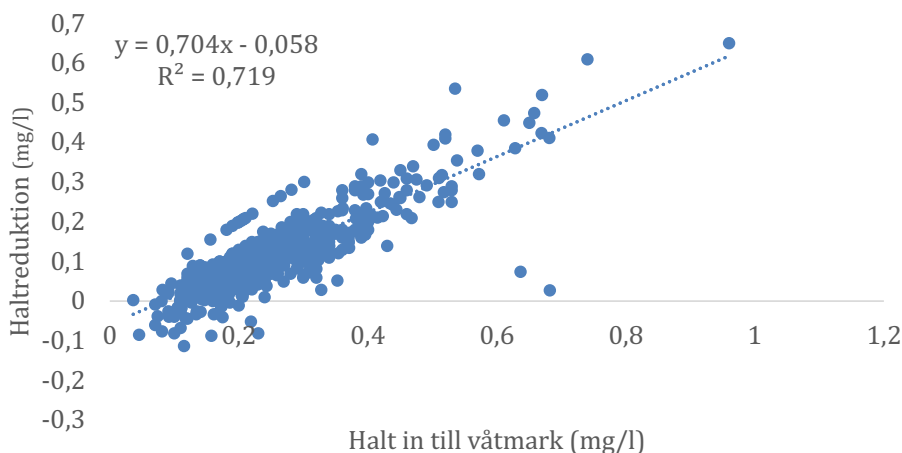
Figur 4.16
Fosforavskiljningen i Brannäs-, Alhagen-, Ekeby- och Magle våtmark.

I Örsundsbro har man, som tidigare nämnt (avsnitt 4.6), haft problem med fosforavskiljningen sedan omkring 2017 med ett reningsresultat på 1 % avskiljning för perioden 2017 till 2021. Reningsresultatet visar att våtmarken mottar stora mängder partikelbunden fosfor från reningsverket samtidigt som höga halter av utgående fosfor förekommer, huvudsakligen som fosfatfosfor. Detta tyder både på en dålig rening i reningsverket och att våtmarken släpper fosfatfosfor. Den försämrade reningen i våtmarken har förmodats bero på en kombination av en för hög belastning till följd av dålig rening i verket och en kraftig minskning av växtlighet i våtmarken efter genomförd muddring 2015–2016 (Enköpings kommun, 2019). Under hösten 2023 har man dock kunnat se att växtligheten börjat återhämta sig.

Avskiljningen av fosfor visar ett linjärt samband med fosforbelastningen, och varierar från cirka 15 kg/ha och år i lågbelastade anläggningar till över 70 kg/ha och år i de mest högbelastade (Figur 4.17). Alhagen har en betydligt högre fosforavskiljning per ytenhet än Magle våtmark trots liknande belastning. Förklaringen till detta är sannolikt att fosfor i Alhagen ligger mer stabilt bundet till sediment än i Magle. Detta skulle kunna bero på att det i reningsverket som är anslutet till Alhagen används en aluminiumbaserad fällningskemikalie och i reningsverket som är anslutet till Magle används en järnbaserad sådan. Även haltminskningen för varje provtillfälle för respektive våtmark korrelerar mot inkommande halter, även om sambandet inte är lika tydligt som när medelavskiljningen i våtmarkerna jämförs. Haltminskningen i Ekeby är ett bra exempel på denna korrelation (Figur 4.18).

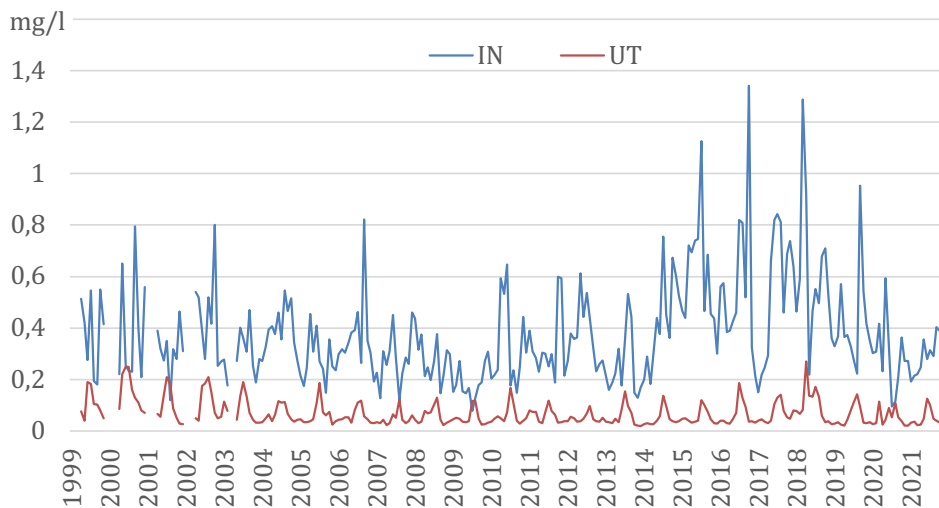


Figur 4.17
Förhållandet mellan fosforbelastning och avskiljning i våtmarkerna.



Figur 4.18
Förhållandet mellan inkommande halter och haltreduktion i Ekeby våtmark.

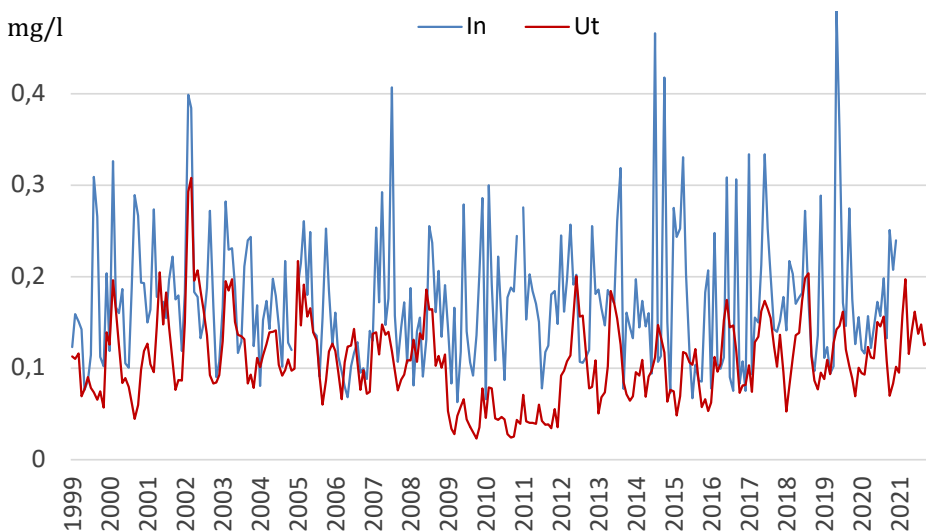
Fosforhalterna för våtmarker Alhagen och Brannäs följer ett tydligt mönster där fosforhalten ut från våtmarken är låga på vintern men högre sommartid. I Alhagen ligger till exempel fosforhalterna runt 0,03 mg/l under vintern och tidig vår för att därefter ökar under växtsäsongen upp mot 0,2 mg/l (Figur 4.19). Orsakerna till denna variation är inte klarlagd men en möjlig delförklaring är att den högre avdunstningen under sommaren leder till ökade koncentrationer. Andra anledningar kan vara fosforsläpp ur sediment (resuspension eller utlösning av fosfor) eller inbindning av fosfor i alger som följer med vattnet ut från våtmarken.



Figur 4.19

Inkommande och utgående totalfosforhalter för Alhagens våtmark. Data för åren 1999–2010 är hämtade från Flyckts exjobb (2010).

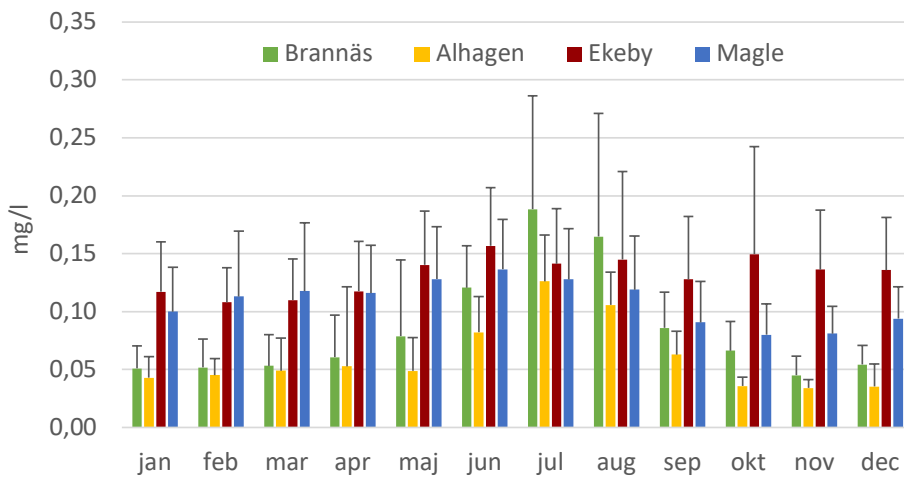
Utgående fosforhalter i Ekeby och Magle följer inte ett lika tydligt mönster utan varierar under året mellan i huvudsak mellan 0,1 och 0,2 mg/l. I Figur 4.20 nedan redovisas data för Magle.



Figur 4.20

Inkommande och utgående halter av fosfor i Magle våtmark. Data för åren 1999–2008 är hämtade från Flyckt (2010).

De månadsvisa medelhalterna ut från de fyra stora våtmarkerna bekräftar det mönster som beskrivits ovan, där Alhagen och Brannäs har utgående halter kring 0,05 mg/l oktober till april med ökande halter under sommaren. För Ekeby och Magle syns inte en lika tydlig säsongsvariation (Figur 4.21).



Figur 4.21
Utgående fosforhalter från Brannäs-, Alhagen-, Ekeby- och Magle våtmark.

I en studie för att klarlägga mekanismer för fosforavskiljning som genomfördes några år efter idrifttagning av Brannäs våtmark, konstaterades att 97 % av fosfor i inkommande avloppsvatten till våtmarken förelåg i partikulär form och att merparten av denna fosfor sedimenterade nära inloppen till våtmarken. I dessa sediment låg fosfor till övervägande del bunden till aluminium vilket tolkades som ett resultat av den kemiska fällningen (aluminiumsulfat används). I sedimenten vid inloppen återfanns också svår-lösligt organiskt fosfor (så kallat refraktär fosfor). (Gunnarsson, 1997).

Gunnarsson konstaterade att redan efter de första dammarna N1 och S1 var halterna nere på ungefär samma halt som vid utloppen. Av fosfor som hittades i sedimenten i de mellersta och nedre dammarna var fosfor bunden till järn och kalcium.

4.9.3 Smittämnen i våtmarker

Enligt miljöbalken ska avloppsvatten tas omhand så att olägenhet för människors hälsa eller miljön inte uppkommer. Det finns dock inga krav på att reducera smittoämnen i lagar eller föreskrifter och inte heller några krav på kontroller. I vissa fall sätts villkor i tillstånden att avloppsreningsverken ska förberedas för desinfektion i de fall tillståndsmyndighet skulle kräva detta (Svenskt Vatten AB, 2013b).

Det finns en mängd patogener i det vatten som kommer till reningsverken. Patogenerna består av virus, bakterier och parasiter som främst kommer från mänskliga fekalier. Att mäta antalet av alla typer av patogener är svårt och dyrt varför man istället valt att fokusera på några indikatororganismer som *E. coli* och koliforma bakterier. Dessa indikatorer är inte perfekta då även andra djur avyttrar exempelvis *E. coli* (Kadlec & Knight, 1996; Svenskt Vatten AB, 2013b).

Efter anläggandet av Brannäs våtmark fick dåvarande Smittskyddsinstitutet (i dag Folkhälsomyndigheten) i uppdrag att tillsammans med SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt) lägga upp ett provtagningsprogram för att klarlägga hygienkvalitet och risker för exponering av vatten till däggdjur. Vatten- och sedimentprover togs för analys av både fekala indikatororganismer (*E. coli* och fekala streptococker) samt högresistenta sporer av sulfitreducerande clostridier. För att visa på avskiljning av virus användes kolifager som indikator (Andersson, Wittgren & Ridderstolpe, 2000).

Prover togs på flera ställen från våtmarkens inlopp till dess utlopp vid sex tillfällen under 1995 och 1997. För att undersöka risk för smitta till däggdjur hölls två stycken nötkreatur (Highland cattle) samt tre tamgrisar i ett hägn i den mellersta delen av våtmarken där det endast fanns vatten från våtmarken att dricka (Andersson, Wittgren & Ridderstolpe, 2000).

Resultaten från dessa studier visade att smittrisen inte var så stor som befarats. Halterna av indikatororganismer avklingade mycket snabbt från 10^3 – 10^4 cfu/100 ml vid inloppet till våtmarken till halter 10^1 till 10^2 cfu/100 ml vid utloppet, undantaget

ett provtillfälle då utgående halter var högre än inkommande halter (*E.coli*, september 1995) vilket dock tros bero på kontaminering från ett närbeläget svanbo. Avskiljningen av clostridier och bakteriofager var mindre effektiv. Skillnaden mellan sommar och vinter var liten vilket tolkades som att det i första hand var filtrering och sedimentation som hygieniserade vattnet (Andersson, Wittgren och Ridderstolpe, 2000). Att så var fallet bekräftades av sedimentundersökningar (Carlander, 1998). Reduktionen av smittoämnen korrelerar med reduktionen av suspenderat material och våtmarker med lång uppehållstid har i regel bättre avskiljning (Carlander, 2006).

De nötkreatur och tamgrisar som hölls i anslutning till våtmarken visade ett hälsoläge utan anmärkning vid analys av deras träck samt vid obduktionsprotokoll av tamgrisarna. Analyserna från tamgrisarna uppvisade dock några mindre vanliga inälvparasiter (bl.a. *Endamoebidae spp.*) (Andersson, Wittgren & Ridderstolpe, 2000). Bedömningen från SVA var att det är en möjlighet att smittan kommit genom konsumtion av vattnet från våtmarken varpå det inte kan uteslutas att parasiter kan överföras till djur som dricker av det renade avloppsvattnet (Andersson, Wittgren & Ridderstolpe, 2000). Dock är *Endamoebidae spp.* vanligen ej sjukdomsframkallande för människor eller svin.

I studier som gjorts i Trosa våtmark i början av 2000-talet var medelreduktionen 82,3–99 % för *E.coli* (reduktion på 92,4–>99,99 %), enterokocker (reduktion på 94,0–>99,98 %) och kolifager (reduktion på 74,6–99,98 %). Utgående halter varierade i större utsträckning än halterna i inkommande vatten till våtmarken. Utgående halter från våtmarken var för *E.coli* 10^1 – 10^3 CFU/100 ml, för enterokocker 10^1 – 10^2 CFU/100 ml och för kolifager 10^2 – 10^3 CFU/100 ml (Schönning, 2004). Under vintern mättes dock ett prov som var högre än gränsvärdet för badvattenkvalitet med avseende på *E.coli* vilket berodde på höga inkommande halter (Schönning, 2004).

Vattenkvalitén från våtmarken i Trosa var i paritet med dåvarande riktvärden för badvatten avseende *E.coli* och Intestinala enterokocker. Dåvarande riktlinjer var indelade i ”riktvärde” och ”högsta tillåtna värde” där 90 % av proverna skulle ligga inom halten för ”högsta tillåtna värde” för att uppfylla dåvarande föreskrift (Naturvårdsverket, 1996). Riktvärdet för *E.coli* var en halt som var mindre eller lika med 100 SFU/100 ml och högsta tillåtna värde var 1 000 CFU/100 ml (Naturvårdsverket, 1996), d.v.s. att jämföra med dagens bedömningar ”tjänligt” och ”tjänligt med anmärkning” (Tabell 4.2). Det saknades ett riktvärde för enbart intestinala enterokocker då den halten ingick i analys av fekala streptokocker. Riktvärdet för fekala streptokocker var en halt som var mindre eller lika med 100 CFU/100 ml och högsta tillåtna värde var 300 CFU/100 ml (Naturvårdsverket, 1996), även de att jämföra med dagens bedömningar ”tjänligt” och ”tjänligt med anmärkning” (Tabell 4.2). Jämfört med dagens riktlinjer för bedömning av enskilda prov ligger analysresultaten från både studien i Trosa och studien i Brannäs i paritet med halter för bedömningarna ”tjänligt” och ”tjänligt med anmärkning” avseende *E.coli* och Intestinala enterokocker. Gränsvärden för badvattenkvalitet användes då, och nu, som jämförelse i avsaknad av andra riktvärden. Uppmätta halter har jämförts med nuvarande gränsvärden avseende bedömning av enskilda prov av badvatten (Tabell 4.2) (Havs- och Vattenmyndigheten, 2021).

Tabell 4.2

Halter för bedömning av badvatten. Halter anges i cfu/100 ml av *E.coli* och Intestinala enterokocker för bedömning av enskilda prov (Havs- och Vattenmyndigheten, 2021).

Parameter	Tjänligt	Tjänligt med anmärkning	Otjänligt
Enhet	cfu/100 ml	cfu/100 ml	cfu/100 ml
<i>E.coli</i>	≤100	>100–1000	>1000
Intestinala enterokocker	≤100	>100–300	>300

Uppföljningen av indikatororganismer i Trosa våtmark fortsatte de kommande åren. Resultaten visar att avklingningen sker i både översilningsytorna och i dammarna och i flera prover nås badvattenkvalitet redan efter översilningsytan (WRS, 2006, 2007). Under 1980-talet gjordes ett antal studier på spillvattenvåtmarker i USA där man mätte

hur indikatororganismer minskade över våtmarken. Koliforma bakterier minskade i studien med mellan 86 % och 99,9 % (Kadlec & Knight, 1996).

Reningen i avloppsreningsverk bidrar till en minskning av smittoämnen med mellan cirka 95 och 99 % beroende på processer (Svenskt Vatten AB, 2013b). Avskiljningen är mest effektiv för inälvsparasiter (i primär behandling) och vissa bakterier (exempelvis salmonella och E. coli) men sämre för virus och andra bakterier (myctobacterium) (Stenström, 1996). Eftersom inkommande halter vid sjukdomsutbrott kan vara mycket höga (Svenskt Vatten AB, 2013b) blir kvarvarande halter av patogener i utgående vatten från reningsverk fortfarande höga. För att undvika smittspridning från reningsverk försöker man därför minska risken för exponering genom att späda ut vattnet till exempel genom att placera mynningen på utloppsledningen på djupt vatten.

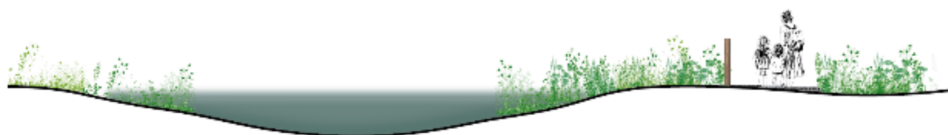
När vattnet släpps ut i en spillvattenvåtmark späds inte vattnet ut innan det kommer i kontakt med naturliga miljöer. Å andra sidan ges möjlighet att på ett kontrollerat sätt avskilja smittämnen till haltnivåer som kan accepteras ur smittrisksynpunkt. Möjlighet att hygienisera vattnet i en våtmark kan bli särskilt betydelsefull för reningsverk som släpper sitt vatten till åar och mindre vattendrag där utspädningen inte är lika stor som vid utsläpp till hav eller större vattendrag.

Med kunskapen som erhöles från uppföljningen av Brannäs våtmark utvecklades principen med hygienzonering. Denna princip arbetades fram i samband med framtagandet av miljökonsekvensbeskrivningen för Alhagens våtmark (WRS AB, 1995) där försiktighetsåtgärder beskrivs för att hålla människor och husdjur borta från de mest kontaminerade områdena. Principen med hygienzonering togs fram i samråd med smittskyddsläkare (SMI) och veterinärer (SVA) och har idag blivit ett vedertaget sätt att hantera smittrisker i spillvattenvåtmarker.

Hygienzonering innebär att våtmarker delas upp i tre olika zoner (Figur 4.22 – Figur 4.24). Risker avseende hygien- och hälsoskydd värderas utifrån vattenkvaliteten i de olika zonerna. Hygienzoneringen avgör vilken grad av vattenkontakt som bör tillåtas för allmänheten.

Hygienzon 1

Denna zon omfattar reningsverket och det vatten som precis har släppts ut till våtmarken. Inom denna zon kan höga halter av smittämnen förekomma. För att förhindra allmänheten och djur att exponeras för vattnet avskärmas området inom zonen med staket. Vattnet i denna zon medför risker med avseende på hygien och hälsa och vattenkontakt bör därför förhindras. Mellan vattnet och allmänheten bör en hård barriär placeras. Barriären ska hindra möjligheten till direkt vattenkontakt och kan till exempel bestå av staket eller tätbevuxen vegetation. Vattnet kan tillgängliggöras för rekreationssyfte via exempelvis utkikstorn, det vill säga utan direkt vattenkontakt.

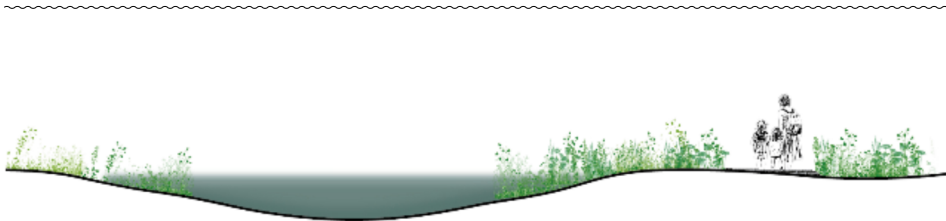


Figur 4.22

Principbild för hygienzon 1.
Figur framtagen av WRS.

Hygienzon 2

När vattnet kommer till hygienzon 2 har det renats i den initiala våtmarksdelen. Viss risk kvarstår men vattnet anses tillräckligt rent för att en mjuk barriär ska vara tillräckligt. Den mjuka barriären tillåter en inbjudande upplevelse men försvårar för direkt vattenkontakt. Exempelvis kan vegetationsytor som vassbälten användas som mjuk barriär.

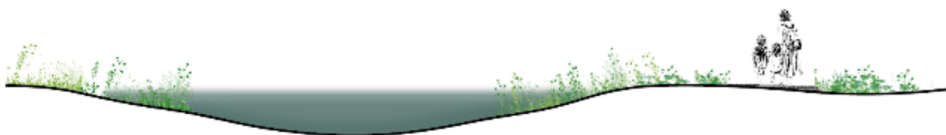


Figur 4.23

Principbild för hygienzon 2.
Figur framtagen av WRS.

Hygienzon 3

Hygienzon 3 omfattar vattnet i den sista våtmarksdelen innan det når recipienten. Här anses vattnet vara tillräckligt renat för att tillåta vattenkontakt. Denna sista del av våtmarken lämpar sig exempelvis för naturskola och undervisning.



Figur 4.24

Principbild för hygienzon 3.
Figur framtagen av WRS.

4.9.4 Läkemedel och andra mikroföroreningar

Data för avskiljning av mikroföroreningar i svenska spillvattenvåtmarker har hämtats från ett antal källor (se avsnitt 3.3.1). Resultatet har sammanställts i Tabell 4.3 som visar inkommande halter och avskiljningen samt gränsvärde för några ämnen av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. I Figur 4.25 har de ämnen som prioriterats enligt EUB, EUP och SFÄ redovisats grafiskt för varje våtmark.

Av de redovisade ämnena kan man tydligt se en reduktion av diklofenak, ibuprofen och trimetroprim. Resultatet var förväntat för ibuprofen som är ett ämne som bryts ner relativt lätt. Att diklofenak, som är ett mer svårnedbrytbart ämne och som det finns problem med i flera vattenförekomster, reducerades så effektivt var mer oväntat. Att oxazepam ligger ca 13 gånger över de föreslagna gränsvärden efter rening visar att metoden fungerar sämre för vissa ämnen. I bilaga B kan man dock se att Brannäs våtmark renar oxazepam med 70 % i de två provtagningarna som gjorts där. Medelavskiljningen för de undersökta ämnena varierar över året från 20 till 30 % vintertid till mellan 88 och 99 % sommartid (Se Tabell C.2 i bilaga B).

Ämne	Antal prover	Inkommande halter, medel (ng/l)	Reduktion medel	Gränsvärde (ng/l)*
Atenolol	17	1 170 (491)	45 % (26)	
Azithromycin	8	38 (21)	17 % (141)	
Bisopropol	8	165 (145)	47 % (25)	
Ciprofloxacin	10	57 (17)	12 % (27)	100 (SFÄ)
Citalopram	17	211 (146)	69 % (19)	
Diklofenak	20	858 (516)	56 % (27)	100 (SFÄ)
Erytromycin	10	177 (148)	30 % (31)	
Estradiol	1	10 (0)	0 % (0)	
Etinylestradiol	4	20 (0)	0 % (0)	0,4/0,035** (SFÄ)
Finasterid	2	1,1 (1)	-268 % (126)	

Tabell 4.3

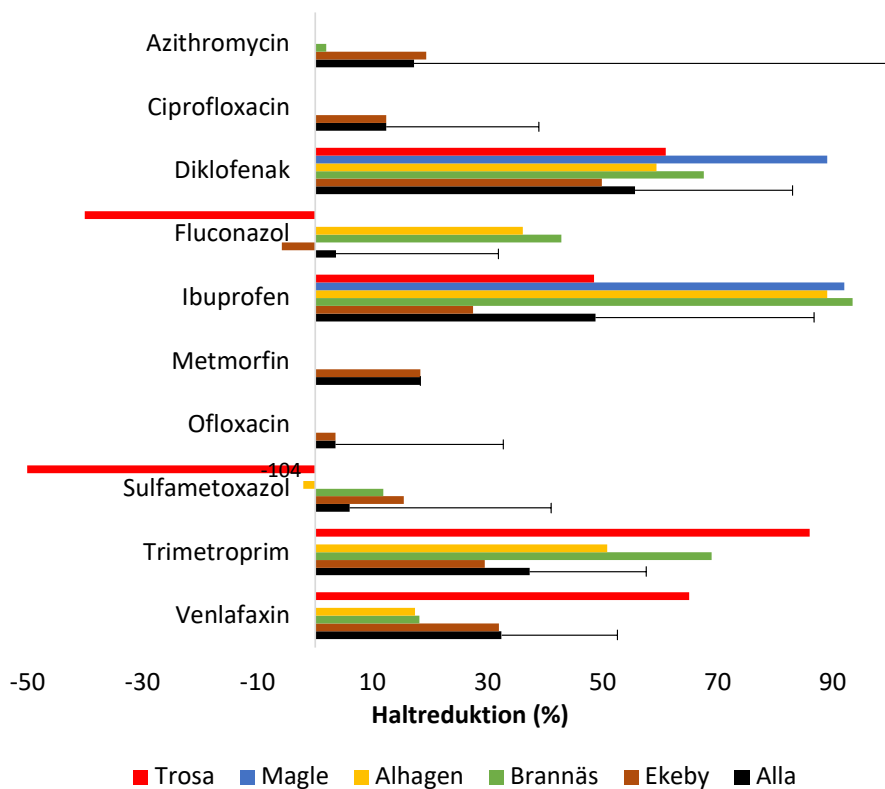
Sammanlagd genomsnittlig avskiljning av provtagna mikroföroreningar, standardavvikelse anges inom parentes. I bilaga B i tabell B.1–B.5 visas värden för de enskilda studerade våtmarkerna.

Ämne	Antal prover	Inkommande halter, medel (ng/l)	Reduktion medel	Gränsvärde (ng/l)*
Fipronil	5	10 (0)	0 % (0)	
Fluconazol	6	97 (19)	4 % (28)	
Fluoxetin	9	25 (26)	14 % (89)	
Furosemid	16	1 345 (597)	85 % (16)	
Ibuprofen	17	949 (1485)	49 % (38)	
Ketokonazol	6	23 (12)	0 % (0)	
Ketoprofen	11	629 (894)	60 % (32)	
Klorimazol	1	1 (0)	-18 % (0)	
Losartan	11	1 248 (408)	28 % (15)	
Metmorfin	1	930 (0)	18 % (0)	
Metoprolol	20	1 159 (756)	28 % (21)	
Metotrexat	5	9 (2)	18 % (35)	
Naproxen	20	1 125 (2106)	56 % (29)	
Norfloxacin	6	42 (18)	0 % (0)	
Ofloxacin	6	10 (5)	4 % (29)	
Oxazepam	16	684 (1308)	19 % (25)	10***
Paracetamol	9	34 (14)	-35 % (58)	
Propanolol	13	67 (39)	40 % (30)	
Sertralin	15	61 (37)	54 % (36)	
Sulfametoxazol	15	72 (40)	6 % (35)	
Tramadol	15	797 (378)	4 % (27)	
Trimetroprim	15	114 (114)	37 % (37)	
Venlafaxin	10	392 (147)	32 % (20)	
Zoldipem	7	8 (3)	11 % (19)	

*SFÄ avser gränsvärden i ytvatten.

** SFÄ för 17-alfa-etinylöstradiol är 0,035 ng/l och för 17-beta-östradiol 0,4 ng/l (årsmedelvärden).

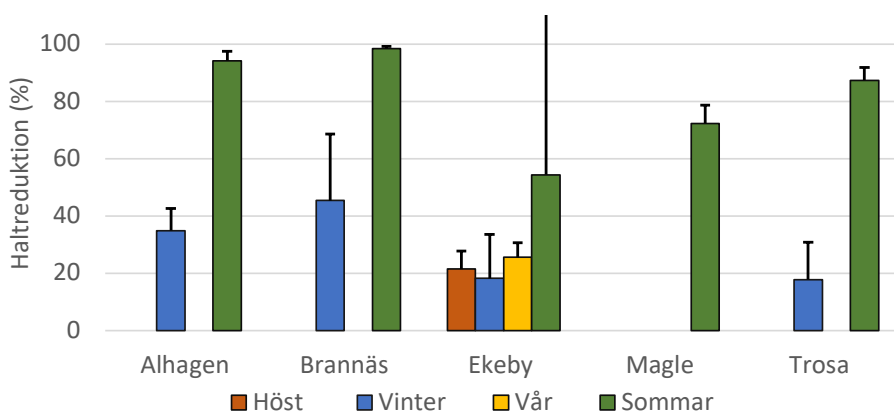
*** Under utredning att upptas som SFÄ enligt länsstyrelsen i Skåne (Pirzadeh, Svahn och Milenkovski, 2021).



Figur 4.25
Haltreduktion för de ämnen som finns i EU:s bevakningslista (EUB), EU-kommissionens förslag till prioriterade ämnen i nya avloppsdirektivet (EUP) samt Havs- och vattenmyndighets lista på särskilt förorenade ämnen. Medtagna ämnen är dock begränsade till de ämnen som förekommit i analysresultaten. Siffran anger haltändringen för sulfametoxazol. Antalet analyser som reduktionen bygger på varierar och kan ses i bilaga B.

När en jämförelse görs mellan avskiljning för sommar respektive vinterprovtagning så är avskiljningen genomgående högre sommartid (Figur 4.26). Detta skulle kunna förklaras av att den biologiska aktiviteten är som störst under sommaren till följd av högre temperaturer. Även solstrålning som förväntas ha en effekt på nedbrytningen av vissa ämnen är betydligt mer intensiv under sommaren.

Avskiljningen skiljer sig mellan våtmarkerna vilket skulle kunna kopplas till våtmarkernas olika design. Brannäs och Alhagen samt Trosa med inledande torra våtmarker (översilningsytor och/eller överdämningskärr) verkar ha en bättre avskiljning både sommar och vintertid än Ekeby och Magle som endast har permanent vattenfyllda våtmarksområden.



Figur 4.26
Haltreduktion (medelhalt) för samtliga undersökta läkemedelsrester i studien. Resultaten är även redovisat i tabell B, i bilaga B.

4.10 Drift, skötsel och underhåll

För att beskriva vilka delar som ingår i arbetet med en spillvattenvåtmark har arbetsuppgifterna delats in i drift, skötsel och underhåll. Begreppen används ofta synonymt men definieras i denna rapport på följande sätt;

- *Drift* – Löpande arbete för att driva de tekniska komponenterna i våtmarken och säkerställa god funktion. Exempelvis öppna och stänga luckor, okulär kontroll och provtagning.
- *Skötsel* – Åtgärder som sker löpande, dels för att säkerställa reningsfunktion och säkerhet och dels för att skapa tillgänglighet och sikt. Exempelvis klippning av gräsytor, röjning av sly och rensning av vegetation kring tekniska komponenter. Skötsel kan även vara större åtgärder som sker mer sporadiskt samt åtgärder för ökad mångfald och estetik.
- *Underhåll* – Insatser som behövs vid enstaka tillfällen till följd av enskild händelse eller dålig funktion. Exempelvis byta ut komponenter, sedimentrensning eller större restaureringar av vägar och stigar.

Även detta avsnitt bygger på de intervjuer som genomförts i denna studie, se avsnitt 3.2.

4.10.1 Drift

Spillvattenvåtmarkerna i studien är utformade på olika sätt och har därmed olika behov av arbetsinsatser för att uppnå god funktion. De våtmarkssystem som bygger på att dammar växelvis fylls och töms kräver regelbunden drift i form av öppning och stängning av luckor. I våtmarker som nyttjar parallella dammsystem behöver även luckor eller skibord regleras i fördelningsbrunnar eller dämmen som fördelar inkommande flöde mellan de olika serierna.

Driftpersonal vid samtliga spillvattenvåtmarker uppger att deras drift innefattar daglig eller veckovis rondering av våtmarken. Vid rondering kontrolleras mekaniska delar, flöde, hydraulik och vattennivåer översiktligt för att försäkra sig om att våtmarken fungerar som tänkt. Skulle någon mindre åtgärd krävas utförs denna generellt direkt.

I Brannäs våtmark behöver luckor öppnas och stängas med några dagars mellanrum. Detta görs manuellt med ett vred. En positiv aspekt med att manuellt ändra vattennivåerna är att personalen måste komma ut till våtmarken flera gånger i veckan (Tollén, 2023). Detta medför att ronderingar av våtmarken sker kontinuerligt och avvikelser kan upptäckas snabbt. I Brannäs våtmark finns därmed ingen teknik som kräver elektricitet vilket ytterligare ökar robustheten i systemet.

Provtagning görs i regel utifrån varje reningsanläggnings miljötillstånd och sker exempelvis varje eller varannan vecka. Provtagning av utgående vatten görs med hjälp av antingen automatisk provtagare, pumpning av prov till reningsverket eller genom stickprovtagning.

4.10.2 Skötsel

Behovet av skötsel upptäcks enligt driftpersonalen vanligen under de regelbundna ronderingar som utförs vid våtmarkerna. Det kan exempelvis vara vegetation som behöver avlägsnas för att den blockerar en utloppsränna eller en dammlucka. Dessa mindre åtgärder som bidrar till att upprätthålla en god funktion i våtmarken utförs nästan uteslutande av driftpersonalen som arbetar med reningsverket och våtmarken.

Vad gäller skötsel av grönytor och gångvägar intill våtmarkerna ser ansvarsfördelningen lite olika ut. En del verksamhetsutövare väljer att ta hjälp av kommunens parkförvaltning (eller motsvarande) för denna typ av skötsel. Andra hyr in tjänsten från entreprenörer vid behov och vissa verksamhetsutövare utför själva gräsklippning och renhållning runt våtmarken. Bland de som själva utför skötsel av grönytor finns hos vissa ett önskemål om att lägga över ansvaret för dessa arbetsuppgifter på kommunens

parkförvaltning. Anledningen är främst för att få mer tid och resurser till arbetet med vattenrening och drift av själva våtmarken.

Större skötselåtgärder som exempelvis klippning av vass i vattenmiljön eller röjning av sly utmed stränder och diken blir ofta aktuellt under sommaren. Vanligen utförs detta årligen och syftet är ofta att upprätthålla god hydraulik i våtmarken. Att hålla efter vegetation och skapa siktlinjer mot vattenmiljön för förbipasserande är en positiv bieffekt för intrycket av våtmarken.

4.10.3 Underhåll

En slutsats av intervjustudien är att spillvattenvåtmarker i regel är robusta system som innehåller relativt få tekniska komponenter. Tack vare detta är behovet av underhåll ofta litet vilket i slutändan sparar pengar för verksamhetsutövaren. Detta förutsätter att spillvattenvåtmarken är utformad och anlagd på ett ändamålsenligt sätt samt att drift och skötsel utförs kontinuerligt.

Dammluckor, broar och fördämningar i våtmarker kommer vid tillfälle behöva renoveras, förstärkas eller bytas ut, speciellt om konstruktionerna är byggda i trä. Lärkträ som användes för dammluckorna vid Brannäs våtmark har först efter 26 år i bruk börjat bytas ut. Bytet sker till aluminiumluckor. Flera av originalluckorna är fortfarande kvar (Tollén, 2023).

Ett underhåll som behöver utföras mer regelbundet är vegetationsrensning. Det framgår av intervjuerna att det finns två metoder som tycks vara vanligast vid denna typ av underhåll. Den ena metoden nyttjar en grävare som lyfter bort vegetation och sediment. Den andra metoden nyttjar en amfibiemaskin som från vattenytan klipper av vegetationen på lämplig höjd. Arbetet med att hålla efter vegetation uppges vara en av de dyrare posterna i arbetet med en spillvattenvåtmark. I många fall måste en entreprenör anlitas då verksamhetsutövaren själv inte har rätt utrustning.

För Granskärs våtmark, på omkring sex hektar, finns en budget på cirka 100 000 kronor för vegetationsrensning. Skötseln utförs av en entreprenör vartannat år och har vid tillfälle även inkluderat jordschakt för att bibehålla öppna vattenspeglar i våtmarken (Steen, 2023).

Efter episoder med slamsläpp från tidigare reningssteg eller en längre tids upplagring av sediment kan detta behöva avlägsnas från översilningsytor eller i våta delar av våtmarken. Uppbyggnaden av sediment är en följd av den sedimentation som är en viktig del i reningsprocessen. Hastigheten av uppbyggnaden beror på sammansättningen på inkommande spillvatten samt våtmarkens utformning. Vanligen sker ansamlingen i våtmarkspartier med djupare vattennivå och långsamt flöde, ofta i de inledande delarna av en spillvattenvåtmark. Att avlägsna sediment minskar risken för resuspension. Vid resuspension följer näringsämnen med sedimenten vidare i våtmarkssystemet och riskerar att hamna i recipienten. Ytterligare en anledning till sedimentrensning är att uppbyggnaden av sediment kan försämra hydrauliken och reducera uppehållstiden i våtmarken.

Sommaren 2018 utfördes en sedimentrensning i de två inledande dammarna i Brannäs våtmark. En grävare försedd med ett sugmunstycke placerades på en ponton ute i dammarna. Därifrån pumpades sedimentet upp till stora geotextilsäckar som låg placerade på stranden. Sedimentet låg sedan och avvattnades en tid innan det kördes bort för att hanteras som farligt avfall. Hela processen tog ungefär fem veckor och kostade omkring 1,3 miljoner kronor. Rensningen utfördes av en entreprenör och Oxelö Energi var mycket nöjda med resultatet (Tollén, 2023).

4.10.4 Rutiner

I likhet med många andra arbeten är tydlighet kring rutiner och uppföljning även viktigt i arbetet med spillvattenvåtmarker. Driftpersonal som intervjuats medger att det i vissa fall är lätt att tappa rutiner eller glömma att fördela ansvarområden för våtmarken.

Speciellt i de fall där våtmarken inte ingår i verksamhetens tillstånd. Då prioriteras ofta åtgärder i avloppsreningsverket i första hand.

Ett verktyg som uppges hjälpa till i det kontinuerliga arbetet med drift, skötsel och underhåll är en skötselplan. Endast två av de sex personer som intervjuades kunde på rak arm säga att de har en skötselplan framtagen för arbetet i och omkring våtmarken. I många fall fanns arbetsuppgifter för våtmarken dokumenterade tillsammans med övrig drift av reningsverket.

4.11 Mervärden

När stora områden används tätortsnära för vattenrening är det nödvändigt att skapa fler värden än bara vattenrening. Detta har varit en viktig utgångspunkt vid planering av de flesta spillvattenvåtmarker som byggts i Sverige. I detta avsnitt sammanställs hur de som är ansvariga för driften i dag av anläggningarna upplever observerade mervärden och betydelsen av dessa. Sammanställningen baseras på de intervjuer som genomförts i denna studie, se avsnitt 3.2. Att utreda mervärden för våtmarkerna ingick inte bland frågeställningarna i ansökan till Svenskt Vatten Utveckling. Därav har framför allt resultat från den ingående intervjustudien tagits med här. Det finns dock flertalet studier och observationer kring de mervärden som kan skapas i samband med spillvattenvåtmarker, till exempel ett examensarbete genomfört 2022 (Engström Svanberg, 2022) och en våtmarksstrategi för Sverige (Världsnaturfonden WWF m.fl., u.å.).

Samtliga respondenter (de personer som intervjuats) berättar att våtmarkerna dagligen besöks av motionärer, fågelskådare eller hundrastare. Dessutom utgör vattenmiljön ett hem åt en mängd olika djur- och växtarter.

Arbetet med att främja dessa mervärden varierar mellan olika anläggningar. En del förvaltare har inkluderat rekreation- och mångfaldsaspekter i sina skötselplaner medan andra ser svårigheter med att kombinera VA-anläggningens huvudsakliga syfte med arbete för ökad rekreation och biologisk mångfald.

4.11.1 Rekreation

Vacker miljö och tillgänglighet är två aspekter som generellt värderas högt hos besökare visar intervjuerna. Våtmarksområdena uppskattas för sin vackra natur och de tätortsnära våtmarkerna är ofta ett naturligt mål för utflykter eller motion. Många verksamhetsutövare har tagit tillvara närboendes önskemål och skapat parkmiljöer med välskötta stigar, tillgång till sittplatser och information om våtmarkens syfte och funktion, vilket kan förhöja upplevelsen för besökande.

Verksamhetsutövarens arbete för att främja rekreation ser olika ut. Vissa har själva ansvar för den omgivande miljön medan andra samarbetar med kommunens parkförvaltning eller hyr in hjälp vid behov. En kombination är inte heller ovanlig.

Långvarig och kontinuerlig skötsel av våtmarkens rekreationsområden försvåras eller uteblir ofta till följd av att ansvarig verksamhetsutövare inte har en tydlig skötselplan för dessa delar. I de fall det finns en skötselplan för rekreationsaspekter kan skötseln trots allt utebli då åtgärder som främjar reningseffekten i våtmarken prioriteras. Driftpersonal påtalar också att ett personligt intresse av att upprätthålla en vacker parkmiljö samt att det finns tid inplanerat i deras arbete för detta bidrar till att åtgärder utförs. Rutiner för skötsel kan också gå förlorade i en situation där personal ofta byts ut.

4.11.2 Biologisk mångfald

Likt andra våtmarker utgör spillvattenvåtmarker en livsmiljö för en mängd organismer. För flera av anläggningarna har ett stort antal observationer gjorts till Artdatabankens (SLU Artdatabanken, 2023). Observationerna visar att våtmarkerna utnyttjas som rast- och häckningslokal av ett stort antal fågelarter. Därtill finns rapporter om trollsländor,

flicksländor och fjärilar. En majoritet av respondenterna berättar att deras våtmarker besöks flitigt av fågelskådare och skolklasser som intresserar sig för djurlivet i och omkring vattnet.

Vid Magle våtmark i Hässleholm har det observerats utter. Eftersom uttern är rödlistad ska arbeten utföras för att gynna dess möjligheter till fortlevnad vid våtmarken. Dessutom kan uttern hjälpa till att hålla nere antalet karpfiskar som tagit sig in i våtmarken och orsakar uppgrumling av bottensediment (Jaensson, 2023b).

I Brannäs våtmark i Oxelösund har bävrar funnit ett hem och bygger hyddor och dämmen. Skydds jakt är tillåten men oftast räcker det att riva dammbyggen som stör hydrauliken i våtmarken. Därmed kan bävrarna få leva kvar så länge de inte skapar för stora problem för våtmarkens funktion (Tollén, 2023).

Alhagen är för ornitologer i Stockholmsområdet en välkänd fågelokal som rankas som en av de bästa i länet.

Vid drift- och skötselåtgärder av spillvattenvåtmarker tas inte alltid hänsyn till biologisk mångfald, visar intervjuer med driftpersonal. En anledning är att reningskraven och funktionen av våtmarken väger tyngre i sammanhanget. Då finns ofta inte tid att planera in eller fördröja tidpunkten för åtgärder till en period som inkräktar mindre på djur- och växtliv. Samtidigt menar några respondenter att det idag tas mer hänsyn till biologisk mångfald än tidigare. Bland annat undviks skötselarbeten och större underhållsinsatser under fåglarnas häckningsperiod.

5 Diskussion och slutsatser

Med tre decenniers erfarenheter och mer än 100 driftår har de svenska spillvattenvåtmarkerna visat att de kan fungera som kostnadseffektiva och välfungerande kompletterande steg till processerna i reningsverk. Rätt utformade och dimensionerade kan de fungera som ett fjärde reningssteg i avloppsreningsverk med god förmåga att avskilja näringsämnen och smittämnen. Rätt utformade och dimensionerade har spillvattenvåtmarkerna även en hög potential att avskilja många mikroföroreningar. Avskiljningen av ämnen varierar beroende på ämnets beständighet och de mest svårnedbrytbara. Exempelvis avskiljs oxazepam enligt resultaten i denna studie inte i särskilt hög grad. Det finns osäkerheter avseende avskiljning av dessa mikroföroreningar och mer data i form av analysresultat skulle behövas för att ge en tydligare bild över hur avskiljningen fungerar i välfungerande spillvattenvåtmarker. Genom att studera processerna för avskiljning skulle effektivare våtmarker med avseende på reduktion av mikroföroreningar kunna anläggas i framtiden.

I en våtmark är de biologiska reningsprocesserna soldrivna vilket innebär att förutom nedbrytande processer sker också återbildning av nya organiska strukturer som nyttjas för kväverening och som också skapar biologisk mångfald. Soldrivna processer tillsammans med lång uppehållstid innebär att långtgående rening kan erhållas utan stora insatser av energi, kemikalier och underhåll i form av till exempel slamhantering.

Många faktorer inverkar på den reningsfunktion som erhålls i en spillvattenvåtmark. Bland de viktigaste faktorerna som kan påverkas med utformning, dimensionering och driftsätt hör inkommande vattens sammansättning och våtmarkens hydraulik d.v.s. beskickningssätt, reglering av vattennivåer, utformning av in- och utlopp och uppehållstid. Vid sidan om dessa tekniska aspekter har växtlighetens sammansättning stor betydelse. Växtlighetens sammansättning avgörs främst av djupförhållanden och av skötsel. Nedan diskuteras observerade reningseffekter i de våtmarker som studerats och hur variationer kan förklaras av faktorer som nämns ovan.

5.1 Kväveavskiljning

En spillvattenvåtmark kan förväntas avskilja 750–2 000 kg kväve/ha och år beroende på utformning och belastning. Hur mycket kväve som avskiljs/omvandlas beror på:

- Belastningen av kväve och vilken form kvävet förekommer i.
- Utformningen av våtmarken, där *torra våtmarker* krävs för nitrifikation medan *våta våtmarker* med vassväxter förefaller vara bättre för denitrifikation. Beroende på kvävetets sammansättning i inkommande vatten bör våtmarker byggas och drifas på olika sätt. En utformning och ett driftsätt som gynnar spridning av vattnet över våtmarkens ytor och som skapar lång uppehållstid är alltid gynnsam för den totala kväveavskiljningen.
- Storleken på våtmarken, d.v.s. ytan som kan producera biomassa, styr tillgången till kol för denitrifikation.

Om vattnet innehåller ammonium som behöver nitrifieras kan detta omvandlas i torra våtmarker där möjlighet skapas för temporär ammoniuminbindning i väl syresatta miljöer. Nitrifikationen av ammonium beror på hur effektivt vattnet kan spridas på ytor som sedan syresätts (torrläggs). Nitrifikationen beror även på belastning och kan under vissa förhållanden vara upp mot 6 000 kg/ha och år sommartid.

Det finns en tydlig årstidsvariation gällande avskiljningen av kväve där avskiljningen är som störst under sommaren och sedan minskar vid kallare temperaturer. Typiska

resthalter ut från våtmarkerna är 3–10 mg/l under sommarmånaderna.

Anamnoxia processer har visat sig bidra till kväveavskiljning i spillvattenvåtmarker i tempererat klimat och skulle kunna bidra till kväveomvandling även i svenska förhållanden.

5.2 Fosforavskiljning

En rätt utformad spillvattenvåtmark ger långtgående fosforrening från ett reningsverk försett med kemisk fällning. Utgående halter från de studerade våtmarkerna varierar från 0,05 mg/l till 1,2 mg/l. Bäst avskiljning erhålls i våtmarker som har lång uppehållstid och övervägande vassvegetation och som mottar avloppsvatten med hög andel partikulär fosfor.

Utgående fosforhalter har i samtliga studerade våtmarker legat stabilt över åren. Undantag gäller episoder med driftproblem i reningsverken som resulterat i onormalt hög belastning på våtmarken. Inga tecken på avtagande fosforrening kan ses över tid. Däremot kan urskiljas en viss årstidsvariation med något högre utgående halter sommartid och lägre vintertid. Detta kan bland annat bero på att uppkoncentrering sker under sommaren till följd av att en stor andel av vattnet kan avdunsta. Det kan även bero på att fosfor som tagits upp av till exempel plankton följer med vattenmassorna ut ur våtmarken sommartid. En mekanism som möjligen kan förklara säsongsvariationerna är också att kemiskt bunden fosfor släpper från sediment i avsaknad av syre och nitrat till följd av biologiska nedbrytningsprocesser. Denna risk är teoretisk högre om fosfor är bundet till järn än till aluminium. Möjligen förklarar det att Alhagen har en bättre avskiljning än Magle trots liknande belastning. Dock bidrar nog skillnaden i utformning och vattnets sammansättning antagligen mer.

Det finns ett tydligt samband mellan total fosforavskiljning och fosforbelastning samtidigt som låg belastning och lång uppehållstid gynnar långtgående fosforrening. Av de studerade våtmarkerna har Ekeby våtmark den högsta avskiljningen av fosfor per ytenhet men har samtidigt den procentuellt lägsta avskiljningen och de högsta fosforhalterna ut. En del i förklaringen till att Ekeby har högre utgående fosforhalter än till exempel Brännäs och Alhagen är att växtsamhällena i Ekeby helt och hållet domineras av planktoniska alger.

Genom att odla och sedan skörda undervattensväxter kan teoretiskt även fosfatfosfor avskiljas ur vattnet, vilket är en av strategierna i Magle våtmark. Dock ses ingen förbättrad total fosforrening i Magle jämfört med de andra våtmarkerna.

5.3 Avskiljning av smittoämnen

Halterna av indikatorbakterierna har visat sig avklinga snabbt i våtmarkerna, från halter kring 10^3 – 10^4 cfu/100 ml vid inloppen till 10^1 – 10^2 cfu/100 ml vid utloppen. Då inga större skillnader kan ses mellan årstiderna sker troligtvis en stor del av avskiljningen genom filtrering och sedimentation. Den slutsatsen stärks även av sambandet mellan avskiljning av smittoämnen och reduktionen av suspenderat material. Våtmarker som utformas med långa uppehållstider uppvisar en högre avskiljning av smittoämnen än våtmarker med kortare uppehållstider.

I brist på gränsvärden eller riktvärden att jämföra med har halterna av smittoämnen i utloppen från våtmarker jämförts med riktvärdena för badvatten. Halten *E.coli* får inte överstiga 100 cfu/100 ml för att badvatten ska anses tjänligt, det samma gäller för Intestinala enterokocker (Havs- och Vattenmyndigheten, 2021).

Sammanställningen visar att man i utloppen från våtmarker i de flesta fall har halter av indikatororganismer under gränsvärden för tjänligt badvatten. De våtmarker i studien

där avskiljningen av smittoämnen har undersökts har samtliga torra steg. Sannolikt bidrar de torra våtmarkernas effektiva filtrering och aktiva biologiska miljö till denna avskiljning. Även i våtmarker med bara våta steg kan en god avskiljning av smittoämnen förväntas beroende på vattnets uppehållstid (se avsnitt 2.2).

5.4 Avskiljning av läkemedelsrester

Spillvattenvåtmarker kan förväntas reducera många typer av läkemedelsrester. De processer som bidrar till reduktionen är sedimentation, biologisk nedbrytning och fotolys (solstrålning). Hur stor reduktionen är beror på vilka ämnen som studeras och när på året som undersökningen genomförs. Diklofenak är ett relativt svårnedbrytbart ämne som genomgående degraderats i de studier som redovisats här. Reduktionen är störst sommartid.

Det är svårt att dra några långtgående slutsatser kring avskiljningen av de olika ämnena i olika miljöer då endast ett fåtal studier har utförts i nordiska förhållanden. Det är dock troligt att en hög redoxpotential leder till en högre avskiljning då våtmarker med torra system hade något högre genomsnittlig avskiljningsgrad sett till alla ämnen i studierna.

För att få en bättre bild över våtmarkers potential för avskiljning av läkemedelsrester bör mer omfattande studier utföras. Allteftersom analystekniken för dessa ämnen förfinas och effektiviseras kommer fler studier kunna utföras till en lägre kostnad. Utöver mer data är det även av intresse att undersöka om det bildas nedbrytningsprodukter från dessa mikroföroreningar i våtmarkerna. Bryts de ner till andra ämnen som även de kan ha en negativ inverkan på miljön eller människors hälsa?

För flera ämnen går det inte att fastställa om det sker en avskiljning. Detta beror framförallt på att halterna i inkommande och/eller utgående vatten ligger under analysmetodens detektionsgräns. Även halter under detektionsgränsen kan ha en negativ påverkan på de akvatiska miljöerna. I denna studie gäller det till exempel för olika hormoner.

5.5 Påverkan på spillvattenvåtmarker efter driftstörningar i avloppsreningsverk

Erfarenheter från de studerade spillvattenvåtmarkerna visar att de är mycket robusta och kan hantera stora variationer i flöden och föroreningsbelastning. Detta är viktigt framförallt för mindre reningsverk där belastningsvariationer kan vara stora och där också episoder med mindre effektiv rening liksom bräddning förbi verken regelmässigt förekommer. Våtmarker uppbyggda med inledande torra våtmarker i form av översilning eller överdämningskärr är särskilt robusta och kan hantera även långvariga episoder med slamflykt utan att de biologiska eller kemiska processerna äventyras. Permanent vattenfyllda diken eller dammar i de inledande delarna kan däremot behöva rensas från ansamlat sediment efter sådana perioder.

Ingen av de studerade våtmarkerna har anlagts med syfte att även ta emot bräddat vatten, och i en del fall ligger våtmarken en bit ifrån det inledande avloppsreningsverket varpå bräddning till våtmarken inte varit aktuellt. Däremot har de flesta av våtmarkerna i studien belastats med stora mängder avloppsvatten som inte genomgått fullständig rening i reningsverket innan utsläpp till våtmarken. Detta har inträffat vid kortare eller längre driftstörningar vid avloppsreningsverken där mer eller mindre obehandlat avloppsvatten letts direkt ut till våtmarken. I de fall där skötseln och underhållet av våtmarken varit välfungerande har ingen större negativ påverkan på våtmarken kunnat identifieras vid sådana episoder. Däremot, i de fall där skötseln av våtmarken samtidigt varit undermålig, har man kunnat se problem med slamuppbyggnad i de inledande

delarna av våtmarken eller fått problem med förhöjda halter av till exempel fosfor i utgående vatten från våtmarken.

Utifrån detta bör våtmarker som planeras för att även ta emot bräddvatten utformas med följande aspekter i åtanke:

- Placeras nära reningsverket, för att fysiskt möjliggöra bräddning till våtmarken utan långa ledningsdragningar
- Ha en inledande del, eller en separat del dit enbart bräddat vatten leds, som enkelt kan tömmas på vatten för att avlägsna ansamlat sediment
- Det behöver finnas bra rutiner för skötsel och underhåll av våtmarken och det behöver finnas avsatt tid för driftpersonalen att handha våtmarken.

Det finns exempel på spillvattenvåtmarker som utformats med möjlighet att ta emot bräddat avloppsvatten, sådana anläggningar är till exempel våtmarken tillhörande Forsmarks avloppsreningsverk och våtmarken tillhörande Vagnhärads avloppsreningsverk.

5.6 Hur ser drift- och underhållsbehovet ut för en spillvattenvåtmark?

En våtmark behöver drivas och skötas på ett genomtänkt sätt för att få den funktion som är önskad. De våtmarker som var med i studien ronteras från en gång per dag till en gång per vecka beroende på storlek och funktion. I detta arbete ingår att säkerställa hydraulisk funktion och styra våtmarkens flöden. Genom att utföra driftåtgärder som lucköppningar manuellt kommer personalen ut i våtmarken oftare och kan identifiera problem.

Våtmarker har ofta ett skötselbehov som består i att rensa kring luckor och kanaler. Många våtmarker har årlig skötsel i form av klippning av översilningsytor eller vassområden samt rensning av kanaler.

Spillvattenvåtmarker är i regel uppbyggda av få tekniska komponenter vilket ger ett förhållandevis litet skötselbehov. Detta förutsätter att våtmarken är utformad och anlagd på ett ändamålsenligt sätt samt att drift och skötsel utförs kontinuerligt. Genom att ha en plan/rutin för arbetet kan man säkerställa att åtgärder inte glöms bort vilket minskar underhållsbehovet på sikt.

För att kunna driva, sköta och underhålla våtmarken effektivt är det viktigt att vägar eller körytor byggs till våtmarkens olika delar.

I de flesta av de spillvattenvåtmarker som byggts i Sverige har ambitionen varit att förutom att rena vatten också att skapa rekreationsområden. Genom tillämpning av principen för hygienzonering och genomtänkt utformning och skötsel har många omtyckta rekreationsområden skapats intill de tätorter där de byggts.

Erfarenheterna visar att en god skötsel av exempelvis gräsytor och gångstråk uppskattas av besökare men också av driftpersonalen. Driftpersonalens engagemang är ofta helt avgörande för att bibehålla och utveckla våtmarkernas olika funktioner.

5.6.1 Egenkontroll

Utsläppskontrollen är på många sätt enklare att göra där en spillvattenvåtmark ingår i reningsanläggningen. Eftersom både halter och flöden jämnas ut i våtmarken så behövs sällan flödesproportionell vattenprovtagning. Kontinuerlig loggning av flöden över till exempel ett rektangulärt överfall i kombination med stickprovtagning av vatten är ofta mycket säker information om vilka föroreningsmängder som går ut från anläggningen. Då avdunstning och nederbörd kan påverka halter så är det viktigt att tillståndsvillkor ställs på mängdreduktion, ej som gränsvärden i form av resthalter.

Den normala egenkontrollen för en spillvattenvåtmark består i att regelbundet tillse

att rännor och reglerfunktioner fungerar som de ska. Det är också viktigt att regelbundet och återkommande (minst en gång per år) göra noggrannare kontroll av vattenmiljön på vissa platser i våtmarken från inlopp till utlopp. I denna kontroll bör ingå okulär besiktning av vattnets och sedimentens färg, grumlighet, lukt samt djurliv.

När en spillvattenvåtmark byggs kommer utgående vatten från reningsverket plötsligt att exponeras. Från att tidigare legat dolt och osynligt med ett utloppsrör under vattenytan blir vattnet plötsligt synligt. Eftersom spillvattenvåtmarker ofta är utformade för att skapa mervärden i form av rekreationsområden blir både driftpersonalens och de närboendes ögon en del i kontrollen av våtmarken.

5.6.2 Driftoptimering

Våtmarker som kompletterande reningssteg möjliggör driftoptimering för att öka den totala effektiviteten över anläggningen men ger också möjlighet att spara energi och pengar. Sommartid kan till exempel mer av den biologiska processen förläggas utomhus vilket minskar behovet av luftning i den aktiva slamprocessen. Möjligheten att avskilja restfosfor i våtmarken innebär också att den kemiska reningen i verket inte behöver drivas så långt. Vid konventionell rening uppstår ofta tekniska trösklar som kan överbryggas med en kompletterande våtmark. I ett konventionellt reningsverk utrustat med mekaniskt, kemiskt och biologisk rening kan fosfor ganska enkelt avskiljs till nivåer ned till 0,5 mg/l. Vid ökade krav på lägre utgående halter, till exempel 0,2–0,3 mg/l, uppstår ofta tekniska svårigheter. I stället för att bygga ut reningsverket med en dyr och underhållskrävande filterprocess (till exempel MBR-process eller Dyna sandfilter) kan istället samma verk förses med en spillvattenvåtmark. En sådan lösning kan, förutsatt att plats finns, vara en billigare och mer pålitlig teknik. En sådan våtmark ger också ett minskat behov av fällningskemikalier och transporter av slam vilket är en positiv påverkan på klimatavtrycket.

Driftoptimering kan även göras för att optimera kvävereduktionen. I våtmarker som byggs med kapacitet för nitrifikation bör denna nyttjas då nitrifikation i reningsverk kräver elenergi och genererar ett slam som måste tas om hand. I våtmarker drivs nitrifikation utan hjälpen energi och inget slam bildas. I Nynäshamn har denna möjlighet använts genom att leda cirka 25 % av avloppsvattnet förbi SBR-reaktorerna under en period. Det är också klokt att nyttja våtmarkernas fulla kapacitet för denitrifikation. En alltför långtgående denitrifikation i reningsverket minskar vattnets oxiderande förmåga, vilket i våtmarken kan skapa problem med lukt och svavelväte. Det kan även leda till ansamling av växtmaterial i våtmarken eftersom detta inte i samma omfattning förbrukas i denitrifikationsprocessen. I Oxelösund där man på senare år drivit kvävereningen mycket långt i verket har problem med lukt börjat uppstå.

5.7 Osäkerheter i spillvattenvåtmarker där fortsatta studier kan vara intressanta

Nedan listas ett antal osäkerheter kring reningseffekterna i, och värdena av, spillvattenvåtmarker som vi föreslår bör utredas vidare:

- Läkemedelsrening
 - Vad händer med läkemedelsresterna vid avskiljning i en spillvattenvåtmark? Bryts de ner till andra ämnen som även de kan utgöra en risk för människors hälsa eller miljön?
 - Vilka processer bidrar till nedbrytning av vilka typer av läkemedel (baserat på molekylär uppbyggnad)?
 - Mer provtagning för att kunna validera erhållna analysresultats riktighet
 - Kan relevanta jämförelser mellan läkemedelsavskiljningen i spillvattenvåtmarker och läkemedelsavskiljningen i tekniska avloppsreningsverk (ozonering, aktivt kol,

UV-ljus, klorering) dras? Hur ser en sådan jämförelse ut?

- Hur bidrar våtmarker till den biologiska mångfalden? Vilka arter gynnas och vilka missgynnas?
- Hur ser spillvattenvåtmarkers påverkan på klimatet med avseende på gasavgång? Bildas metangas i dessa våtmarker istället för koldioxid?
- Det vore intressant med fler studier kring några specifika våtmarker där det i denna studie saknats underlag
 - Hur har våtmarken i Trosa fungerat?
 - Vilka processer bidrar till rening och avskiljning i Karö våtmark? Finns det anamox-processer här? Till vilken grad är spillvattenvåtmarkernas avskiljning av kväve begränsad av tillgången på nitrat respektive tillgången på kolkälla?
- Hur ser påverkan från fisk- och fågelpopulationer ut avseende ekologin i våtmarken och dess reningsprocesser.

Referenser

- Andersson, Jonas och Kallner, Sofia (2002). *De fyra stora – en jämförelse av reningsresultat i svenska våtmarker för avloppsvattenrening*. Svenskt Vatten AB.
- Andersson, Jonas, Wittgren, Hans Bertil och Ridderstolpe, Peter (2000). Våtmark Oxelösund – Resultat och erfarenheter från sex års drift. *VATTEN – Journal of Water Management and Research*, 56(4), s. 235–245.
- Baresel, Christian, Palm Cousins, Anna, Hörsing, Maritha, Ek, Mats, Ejhed, Heléne, Allard, Ann-Sofie, Magnér, Jörgen, Westling, Klara, Wahlberg, Cajsa, Fortkamp, Uwe och Söhr, Sara (2015). *Pharmaceutical residues and other emerging substances in the effluent of sewage treatment plants*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Carlander, Anneli (1998). *Förekomst och reduktion av indikatororganismer i våtmarkssediment – behandlingssteg för kommunalt avloppsvatten respektive dagvatten*. Linköpings Universitet. Examensarbete.
- Carlander, Anneli (2006). *Assessment of microbial health hazards associated with wastewater application to willow coppice, coniferous forest and wetland systems*. Uppsala: Department of Crop Production Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Carlsen, Inger-Marie (2015). *Efterpolering med våtmark – Hur kan det användas vid Haga reningsverk?* Eskilstuna Västerås: Mälardalens högskola. Examensarbete.
- Edefell, Ellen (2022). *Perspectives on Biofilms for the Removal of Organic Micropollutants in Wastewater*. Lund: Chemical Engineering, Lund University.
- Engström Svanberg, Adam (2022). *Checklista för multifunktionella våtmarker för spillvattenrening och fågelliv*. Uppsala: Institutionen för Ekologi, Sveriges Lantbruksuniversitet. Examensarbete 30 hp No. ISSN 1401-5765.
- Enköpings kommun (2019). *Utredning Örsundsbro våtmark*. Samhällsbyggnadsförvaltningen.
- Enköpings kommun (u.å.). Örsundsbro fr RV och UT 2009–2022 rev LB.
- Enköpings kommun (u.å.). Örsundsbro kvartalsrapporter 2017–2021.
- Eriksson, Johan (2023). Intervju med drifttekniker Granskår avloppsreningsanläggning av Emma Nyholm. Webbsamtal.
- Eriksson, Johanna (2018). *Kapacitetskontroll Ekeby Våtmark 2018 – Utredning av våtmarksdammarnas underhållsbehov*. Västerbergslagens utbildningscentrum Yrkeshögskolan Miljö och VA-teknik.
- Eskilstuna Energi & Miljö (2022). Ekeby läkemedel – Ozon och MBBR pilot provsvar.
- Eskilstuna Energi & Miljö (u.å.). Dygnsprov 2007–2022.
- Eskilstuna Strängnäs Energi & Miljö (2022a). *Ekeby läkemedel—Ozon och MBBR pilot provsvar – Pilotprojekt*.
- Eskilstuna Strängnäs Energi & Miljö (2022b). *Miljörapport 2021—Ekeby avloppsreningsverk*. Miljörapport No. Diarienummer EEM.9734-2022.
- EU (2022a). *EU-kommissionens genomförandebeslut 2022/1307*.
- EU (2022b). *förslag till EU direktiv 2022/0344*.
- Flyckt, Linda (2010). *Reningsresultat, drifterfarenheter och kostnadseffektivitet i svenska våtmarker för spillvattenrening*. Linköping: Institutionen för fysik, kemi och biologi, Linköpings universitet. Examensarbete.

Golovko, Oksana, Örn, Stefan, Sörengård, Mattias, Friberg, Kim, Nassazzi, Winnie, Lai, Foon Yin och Ahrens, Lutz (2020). Occurrence and removal of chemicals of emerging concern in wastewater treatment plants and their impact on receiving water systems. *Science of the Total Environment*.

Golovko, Oksana, Örn, Stefan, Sörengård, Mattias, Friberg, Kim, Nassazzi, Winnie, Lai, Foon Yin och Ahrens, Lutz (2021). Occurrence and removal of chemicals of emerging concern in wastewater treatment plants and their impact on receiving water systems. *Science of The Total Environment*, 754, s. 142122, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.142122.

Gunnarsson, Sophie (1997). *Upplagring av fosfor i sedimenten i en våtmark som belastas med förbehandlat avloppsvatten*. Uppsala: Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Examensarbete.

Gästrike Vatten (2017). *Miljörapport 2017, Östhammar reningsverk*.

Gästrike Vatten (2018). *Miljörapport 2018, Östhammar reningsverk*.

Gästrike Vatten (2019). *Miljörapport 2019, Östhammar reningsverk*.

Gästrike Vatten (2021). *Miljörapport 2021, Östhammar reningsverk*.

Gästrike Vatten (u.å.). Jämförelse ink-utg våtmark samt ink-blandvatten efter våtmark GV.

Havs- och Vattenmyndigheten (2021). *Vägledning kring EU-bad version 11*. No. 2021:17.

Huser, Brian och Köhler, Stephan (2018). *Aluminiumbehandling av bottensedimenten i sjöarna Växjösjön och Södra Bergundasjön*. Uppsala: SLU, Vatten och miljö. No. Rapport 2018:14.

Hässleholm Miljö AB (2020). *Miljörapport 2020 för Hässleholms avloppsreningsverk*. Hässleholm.

Hässleholm Miljö AB (2023). Granskningskommentarer.

Hässleholm Miljö AB (u.å.). Hlm Utgående reningsverket.

Hässleholm Miljö AB (u.å.). Utgående Magle VM.

Jaensson, Christian (2023a). Hässleholm Miljö AB.

Jaensson, Christian (2023b). Hässleholm Miljö AB. Webbsamtal.

Janusinfo (u.å.). <https://janusinfo.se/2.7163da7d15cbo69c7f8681c.html> [Hämtad: 2023-05-24].

Kadlec, Robert H. och Knight, Robert L. (1996). *Treatment wetlands*. Boca Raton: Lewis Publishers.

Kadlec, Robert H. och Wallace, Scott D. (2009). *Treatment wetlands*. 2nd ed. Boca Raton, FL: CRC Press.

Kajewska-Szkudlarek, Joanna (2021). Assessment of Hellwig Method for Predictors' Selection in Groundwater Level Time Series Forecasting.

Kallner, Sofia (1998). *Modellering av kväveomsättning i Oxelösundsvåtmark*. Limnologiska inst. Uppsala Universitet. No. Limnologica 1998 B:11.

Kutera, J. och Soroko, M. (1994). *The use of treatment wastewater in willow and poplar plantations, proceedings of a study tour, conference and workshop in Sweden*. No. SLU rapport 50.

Ledung, Erika (2023). Eskilstuna Strängnäs Energi & Miljö. Webbsamtal.

Li, Linfeng, Li, Yinghao, Biswas, Dilip Kumar, Nian, Yuegang och Jiang, Gaoming (2007). Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology* 99, 2008, s. 1656–1663.

-
- Luu, P. (2020). An investigation of the mechanisms behind the pharmaceutical removal in Ekeby wetland WWTP.
- Luu, Paula (2020). *An Investigation of the mechanisms behind the pharmaceutical removal in Ekeby wetland WWTP*. Stockholm: School of engineering science in chemistry, KTH. Master's thesis.
- Läkemedelsverket (2015). *Miljöindikatorer inom ramen för nationella läkemedelsstrategin (NLS)*. Uppsala.
- Läkemedelsverket (2022). *Miljöövervakning kopplat till läkemedel*. <https://www.lakemedelsverket.se/sv/om-lakemedelsverket/hallbar-utveckling/om-lakemedel-i-miljon/miljoovervakning-kopplat-till-lakemedel>.
- Mander, Ülo, Dotro, Gabriela, Ebie, Yoshitaka, Towprayoon, Sirintornthep, Chiemchaisri, Chart, Nogueira, Sandra, Jamsranjav, Baasansuren, Kasak, Kuno, Truu, Jaak, Tournebize, Julien och Mitsch, William (2014). Greenhouse Gas Emission in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. *Ecological Engineering*, doi:10.1016/j.ecoleng.2013.12.006.
- Naturvårdsverket (1996). *Statens Naturvårdsverks föreskrifter om strandbadvattnen*. Miljöskydd.
- Naturvårdsverket (u.å.). *Rekommenderade ämnen för analys*. <https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/rekommenderade-amnen-for-analys/> [Hämtad: 2023-05-22].
- Negi, Deepti, Verma, Shelly, Singh, Swati, Daverey, Achlesh och Lin, Jih-Gaw (2022). Nitrogen removal via anammox process in constructed wetland – A comprehensive review. *Chemical Engineering Journal*, Volume 437, Part 2.
- Nguyen, P. Y., Carvalho, Gilda, Reis, Maria A. M. och Oehmen, Adrian (2021). A review of the biotransformations of priority pharmaceuticals in biological wastewater treatment processes. *Water Research*, Volume 188(ISSN 0043-1354).
- Nyholm, Emma (2023). *Reningsfunktion i svenska spillvattenvåtmarker: En studie av avskiljningseffektiviteten av kväve, fosfor och läkemedelsrester*. Uppsala: Uppsala universitet & SLU. Examensarbete No. ISSN 1401-5765.
- Nynäshamns kommun (2023). *Textdel– 2022 års miljörapport*. Miljörapport.
- Nynäshamns kommun (u.å.). *Massbalans 2010–2021*.
- Näslund, Maria (2010). *Behandlingsvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelssubstanser under vinterförhållanden*. Stockholm: Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet. Examensarbete No. UPTEC W10026, ISSN1401-57.
- Oxelö Energi (2023). *Brännäs våtmark*. <https://www.oxeloenergi.se/vatten/brannas-vatmark> [Hämtad: 2023-10-04].
- Oxelösunds kommun (u.å.). *Analysresultat 2010–2022*.
- af Petersens, Ebba (1999). *Översilning som metod för kväverening av avloppsvatten – en studie av våtmark Alhagen i Nynäshamn*. Uppsala: Institutionen för markvetenskap, avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbete No. ISSN 1100-2263.
- Pirzadeh, Pardis, Svahn, Ola och Milenkovski, Susann (2021). *Läkemedel i vattenrecipienter. Hur prioriterar vi framtidens rening? En studie om läkemedels påverkan på vattenmiljön nedströms reningsverk som grund för prioritering för avancerad rening och återvinning av vatten*. Länsstyrelsen Skåne. Myndighetsrapport No. 2021:13.
- Prade, Thomas, Svensso, Sven-Erik och Tufvesson, Linda (2017). *Skördad våtmarksvegetation renar vattnet bättre från närsalter!* Alnarp. Faktblad No. 2017:2.
-

-
- Randefelt, Johannes (2019). *Spillvattenvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelssubstanser*. Uppsala: Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet. Examensarbete No. UPTEC W, ISSN 1401-5765 ; 19 044.
- Rebhan, Cecilia (2019). *Humana ångestdämpande läkemedel orsakar beteendeförändringar hos fisk – Oxazepam's påverkan på fiskars beteende*. SLU, Institutionen för biomedicin och veterinär folkhälsovetenskap. Examensarbete 30 hp.
- Ridderstolpe, Peter (1993). *Uppföljning våtmark- växt- och djurliv*. Oxelösunds kommun. Redovisning ”Ny Teknikbidrag” för Naturvårdverket.
- Ridderstolpe, Peter (1995). *Våtmark Oxelösund – Växtetablering och preliminära resultat*. Oxelösunds kommun. Redovisning till Naturvårdsverket, Ny teknikbidrag.
- Ridderstolpe, Peter (2021). *Hur mycket kan reningen förbättras om våtmarken färdigställs? [Presentation]*.
- Ridderstolpe, Peter och Andersson, Jonas (2014). *Våtmark som komplement till Östhammars avloppsreningsverk – teknisk beskrivning för prövning av vattenverk-samhet*. Östhammars kommun: WRS Uppsala AB.
- Ridderstolpe, Peter och Svensson, Sven-Erik (1993). *Avloppsvatten till energiskog*.
- Schönning, Caroline (2004). *Trosa våtmark – Utvärdering Smittskydd*.
- SLU Artdatabanken (2023). *Artportalen*. <https://www.artportalen.se/> [Hämtad: 2023-03-23].
- SMHI (u.å.). *Månads-, årstids- och årskartor*. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/kartor/normal/manadsmedeltemperatur-normal/manad/januari> [Hämtad: 2023-07-03].
- Steen, Amanda (2023). *Söderhamn Nära*. Webbsamtal.
- Stenström, Thor-Axel (1996). *Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppsvatten – Riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar*. Naturvårdsverket och Socialstyrelsen. Myndighetsrapport No. 4683.
- Structor (2018). *Provtagning Läkemedelsrester PM – Eskilstuna, Katrineholm samt Nyköping ARV 2013–2017*. Eskilstuna. No. 6030–020.
- Structor AB (2021). *Trosa framtida avloppslösning – sammanfattande rapport*.
- Svenskt Vatten AB (2013a). *Avloppsteknik 2 – Reningsprocessen*. 3. uppl. Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Svenskt Vatten AB (2013b). *Avloppsteknik 1 – Allmänt*. 3. uppl. Stockholm: Svenskt Vatten AB.
- Söderhamn Nära (2018). *Miljörapport 2017 – Granskär Avloppsreningsverk*. Söderhamn. Miljörapport.
- Söderhamn Nära (2023). *Miljörapport 2022 – Granskär Avloppsreningsverk*. Miljörapport.
- Söderhamn Nära (u.å.). *Granskär våtmark 2014–2016*.
- Söderhamn Nära (u.å.). *Granskär ARV 2014–2016*.
- Söderhamn Nära (u.å.). *Granskär Våtmark Sammanställning from 2016–*.
- Tollén, Anders (2023). *Oxelö Energi*. Webbsamtal.
- Tonderski, Karin, Weisner, Stefan, Landin, Jan och Oscarsson, Hans (2002). *Våtmarksboken: skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. Linköping: VASTRA, Tema Vatten, Linköpings universitet.
- Trosa kommun (2010). *Välkommen till Trosa våtmark*.
- Trosa kommun (2012). *Miljörapport Trosa avloppsreningsverk 2012*.
-

Trosa kommun (u.å.). *Trosa kommuns reningsverk idag och i framtiden*. <https://www.trosa.se/vatten-och-avlopp/kommunalt-vatten-och-avlopp/reningsverk/trosa-kommuns-reningsverk-idag-och-i-framtiden/> [Hämtad: 2023-04-28].

Världsnaturfonden WWF, Sveriges Ornitologiska Förening SOF, Svensk Våtmarksfond VMF och Svenska Jägareförbundet SJF (u.å.). *Våtmarksstrategi för Sverige*.

WRS (2006). *Trosa avloppsreningsanläggning – Årssammanställning 2005*. Uppsala.

WRS (2007). *Trosa avloppsreningsanläggning – Årssammanställning 2006*. Uppsala.

WRS (2020). *PM: Åtgärdsförslag Örsundsbro våtmark*. Uppsala. PM No. 1570.

WRS AB (1995). *Bilaga 1 – Miljökonsekvensbeskrivning av våtmark Alhagen Nynäshamns kommun*. Uppsala. Miljökonsekvensbeskrivning.

Ye, Jiongjong, Liu, Jianyong, Ye, Min, Ma, Xiao och Li, Yu-You (2020). Towards advanced nitrogen removal and optimal energy recovery from leachate: A critical review of anammox-based processes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 50(6), s. 612–653, doi:10.1080/10643389.2019.1631989.

Zhang, Hengfeng, Wang, Xiaochang C., Zheng, Yucong och Dzakpasu, Mawuli (2023). Removal of pharmaceutical active compounds in wastewater by constructed wetlands: Performance and mechanisms. *Journal of Environmental Management*.

Östhammar Vatten (u.å.). ÖH arv utg tom 2017-09-20.

Östhammar Vatten (u.å.). Analysdata utg Karö våtmark teknisk del tom 2019.

Bilagor

Bilaga A Intervjufrågor

Intervjuprotokoll

ÖVERSIKT

Anläggningsnamn:

Kommun:

Ansvarig organisation (VA-bolag, förvaltning):

Anläggningsår:

Anläggningsdelar/dammsystem

Vilka delar ingår i spillvattenvåtmarken? Har ändringar gjorts?

Tillstånd

Är våtmarken en del av reningsanläggningen (tillståndet)? Har detta ändrats någon gång?

Inkommande spillvatten

Vilken sammansättning har ingående spillvatten? Vilka processer sker i ARV? Vilka fällningskemikalier används? Har dessa ändrats under driftstiden?

Huvudsakligt syfte med våtmarken

Vad är syftet med spillvattenvåtmarken? Har syftet ändrats?

MERVÄRDEN

Bidrar spillvattenvåtmarken till något utöver det huvudsakliga syftet?

Finns det andra aktörer att prata med?

Biologisk mångfald

Hur mycket vikt lades på biologisk mångfald?

Hur har det gått?

Har naturvärden följts upp sedan anläggandet?

Har hänsyn tagits vid skötsel?

Naturskola

Bedrivs studiebesök eller annat från skolor?

Har dessa studiebesök lett till ökad kunskap?

Rekreation

Vilka använder våtmarken?

Hur många besökare har våtmarken?

Vad tycker närboende om våtmarken?

Har ni någon referensperson ansvarig för rekreationen vid er våtmark?

Fåglar

Finns det en ornitologisk förening i närområdet?

Finns fågeltorn?

DRIFT, UNDERHÅLL OCH SKÖTSEL

Skötselplan

Finns det en framtagen skötselplan? Ja/Nej

Vad omfattar skötselplanen?

Används den?

Drift

Vad består driften av för åtgärder?

Tidsåtgång

Hur mycket tid läggs på drift? Exempelvis per år

Kostnad

Vad kostar driften av våtmarken? Exempelvis per år

Åtkomst för drift

Hur ser åtkomsten till våtmarken ut för personal vid driftåtgärder?

Underhåll

Tekniska komponenter

Hur ofta behöver uttjänta komponenter bytas ut? Exempelvis rännor, dammluckor etc.

Kostnad

Vad kostar denna typ av underhåll?

Vegetation

Genomförs större rensningar av vegetation? I vilket syfte? Hydraulisk funktion, biologisk mångfald, estetik?

Metod

Hur genomfördes vegetationsrensningen? Maskinellt, amfibiemaskin, handhållna verktyg, vattennivåreglering, frysning? Anlitades entreprenör?

Kostnad

Vad kostar större rensningar av vegetation?

Sediment

Har ni utfört sedimentrensning? I så fall i vilket syfte?

Metod

Hur utfördes sedimentrensningen? Vilka maskiner användes? Hur hanterades massorna? Avvattning, deponi m.m.?

Kostnad

Vad kostade sedimentrensningen? Anlitades entreprenör?

Rekreation

Hur ser underhåll av gångstigar, rastplatser, skyltar etc. ut i området?

Biologisk mångfald

Tas hänsyn till biologisk mångfald in i bedömningen om när större underhåll ska utföras? Utförs något underhåll i syfte att gynna den biologiska mångfalden?

Skötsel

Hur ser den löpande skötseln ut?

Metod

Hur utförs den löpande skötseln av olika komponenter i och omkring våtmarken? Finns begränsningar i när skötsel kan utföras?

Kostnad

Hur mycket kostar den löpande skötseln av våtmarken? Exempelvis per år.

Övrigt

Bräddning

Hur påverkas våtmarker vid bräddningar i reningsverket? Kan en våtmark vara ett skydd för recipienten vid flöden som reningsverket inte klarar?

Har andra studier gjorts exempelvis rörande hygienfrågor?

Ansvarsfördelning

Vem har övergripande ansvar för drift, underhåll och skötsel av våtmarken?

Hur har gränsdragningen mellan VA-huvudman och park gjorts?

Utvärdering

Hur påverkas spillvattenvåtmarken av drift, underhåll och skötsel? Positivt/negativt?

Förbättringsförslag

Vad hade kunnat gjorts bättre?

Har någon del av våtmarken byggts om?

Vad har inte fungerat som tänkt?

Har rutiner förändrats för att förbättra våtmarken och arbetet med den?

Bilaga B Tabeller med reduktion av läkemedel för olika våtmarker

Ämne	Antal prover	Inkommande halter, medel och standardavvikelse (ng/l)	Medelreduktion och standardavvikelse (%)
Atenolol	12	1 115 (520)	36 (23)
Azithromycin	7	42 (18)	19 (151)
Bisopropol	2	130 (10)	38 (12)
Ciprofloxacin	10	57 (17)	12 (27)
Citalopram	12	157 (43)	63 (18)
Diklofenak	13	728 (276)	50 (23)
Erytromycin	10	177 (148)	30 (31)
Finasterid	1	2 (0)	-141 (0)
Fluconazol	3	90 (17)	-6 (3)
Furosemid	12	1 171 (388)	81 (17)
Ibuprofen	10	262 (330)	27 (26)
Fluoxetin	6	12 (7)	-11 (90)
Ketokonazol	6	23 (12)	0 (0)
Ketoprofen	6	502 (840)	70 (21)
Losartan	11	1 248 (408)	28 (15)
Metoprolol	13	1 157 (722)	22 (14)
Metotrexat	5	9 (2)	18 (35)
Naproxen	13	520 (195)	42 (24)
Oxazepam	11	199 (48)	13 (11)
Paracetamol	9	34 (14)	-35 (58)
Propanolol	11	52 (13)	30 (23)
Sertralin	12	54 (28)	44 (33)
Sulfametoxazol	12	70 (42)	15 (21)
Tramadol	12	836 (403)	3 (30)
Trimetroprim	12	94 (94)	29 (29)
Venlafaxin	7	428 (156)	32 (19)
Zoldipem	6	9 (2)	4 (9)
Klorimazol	1	1 (0)	-18 (0)
Doxycyklin	0	0 (0)	0 (0)
Estradiol	1	10 (0)	0 (0)
Etinylestradiol	4	20 (0)	0 (0)
Fipronil	5	10 (0)	0 (0)
Metmorfin	1	930 (0)	18 (0)
Mikonazol	0	0 (0)	0 (0)
Norfloxacin	6	42 (18)	0 (0)
Ofloxacin	6	10 (5)	4 (29)

Tabell B.1

Ekeby våtmark. Sammanlagd avskiljning av provtagna mikroföroreningar; standardavvikelse anges inom parantes.

Ämne	Antal prover	Inkommande halter, medel och standardavvikelse (ng/l)	Medelreduktion och standardavvikelse (%)
Atenolol	2	1 266 (66)	76 (23)
Azithromycin	1	7 (0)	2 (0)
Bisopropol	2	345 (185)	63 (35)
Ciprofloxacin	0	0 (0)	0 (0)
Citalopram	2	400 (220)	81 (18)
Diklofenak	2	990 (510)	68 (31)
Erytromycin	0	0 (0)	0 (0)
Finasterid	1	0 (0)	-394 (0)
Fluconazol	1	88 (0)	43 (0)
Furosemid	1	2 500 (0)	98 (0)
Ibuprofen	2	227 (203)	93 (6)
Fluoxetin	1	37 (33)	99 (0)
Ketokonazol	0	0 (0)	0 (0)
Ketoprofen	2	170 (150)	63 (31)
Losartan	0	0 (0)	0 (0)
Metoprolol	2	1 601 (599)	58 (39)
Metotrexat	0	0 (0)	0 (0)
Naproxen	2	856 (844)	87 (12)
Oxazepam	2	1 883 (1617)	70 (22)
Paracetamol	0	0 (0)	0 (0)
Propanolol	1	180 (0)	98 (0)
Sertralin	2	55 (26)	96 (2)
Sulfametoxazol	1	105 (0)	12 (0)
Tramadol	1	742 (0)	26 (0)
Trimetroprim	1	192 (192)	69 (69)
Venlafaxin	1	324 (0)	18 (0)
Zoldipem	1	2 (0)	0 (0)

Tabell B.2

Brannäs våtmark. Sammanlagd avskiljning av provtagna mikroföroreningar; standardavvikelse anges inom parentes.

Ämne	Antal prover	Inkommande halter, medel och standardavvikelse (ng/l)	Medelreduktion och standardavvikelse (%)
Atenolol	1	1 120 (0)	53 (0)
Azithromycin	0	0 (0)	0 (0)
Bisopropol	1	97 (0)	22 (0)
Ciprofloxacin	0	0 (0)	0 (0)
Citalopram	1	190 (0)	84 (0)
Diklofenak	2	1 040 (660)	59 (36)
Erytromycin	0	0 (0)	0 (0)
Finasterid	0	0 (0)	0 (0)
Fluconazol	1	130 (0)	36 (0)
Furosemid	1	2 600 (0)	99 (0)
Ibuprofen	2	1 383 (83)	89 (9)
Fluoxetin	0	0 (0)	0 (0)
Ketokonazol	0	0 (0)	0 (0)
Ketoprofen	1	681 (0)	3 (0)
Losartan	0	0 (0)	0 (0)
Metoprolol	2	762 (728)	21 (9)
Metotrexat	0	0 (0)	0 (0)
Naproxen	2	647 (453)	72 (27)
Oxazepam	1	390 (0)	21 (0)
Paracetamol	0	0 (0)	0 (0)
Propanolol	0	0 (0)	0 (0)
Sertralin	0	0 (0)	0 (0)
Sulfametoxazol	1	98 (0)	-2 (0)
Tramadol	1	730 (0)	10 (0)
Trimetroprim	1	130 (130)	51 (51)
Venlafaxin	1	230 (0)	17 (0)
Zoldipem	1	5 (0)	52 (0)

Tabell B.3

Alhagen våtmark.
Sammanlagd
avskiljning av provtagna
mikroföroreningar;
standardavvikelse anges
inom parentes.

Ämne	Antal prover	Inkommande halter, medel och standardavvikelse (ng/l)	Medelreduktion och standardavvikelse (%)
Atenolol	1	920 (0)	82 (0)
Azithromycin	0	0 (0)	0 (0)
Bisopropol	1	130 (0)	44 (0)
Ciprofloxacin	0	0 (0)	0 (0)
Citalopram	1	600 (0)	71 (0)
Diklofenak	1	700 (0)	89 (0)
Erytromycin	0	0 (0)	0 (0)
Finasterid	0	0 (0)	0 (0)
Fluconazol	0	0 (0)	0 (0)
Furosemid	1	640 (0)	94 (0)
Ibuprofen	1	6 100 (0)	92 (0)
Fluoxetin	1	75 (0)	77 (0)
Ketokonazol	0	0 (0)	0 (0)
Ketoprofen	1	290 (0)	93 (0)
Losartan	0	0 (0)	0 (0)
Metoprolol	1	2 100 (0)	45 (0)
Metotrexat	0	0 (0)	0 (0)
Naproxen	1	2 400 (0)	86 (0)
Oxazepam	1	4 900 (0)	28 (0)
Paracetamol	0	0 (0)	0 (0)
Propanolol	1	130 (0)	82 (0)
Sertralin	1	160 (0)	96 (0)

Tabell B.4

Magle våtmark. Sammanlagd avskiljning av provtagna mikroföroreningar; standardavvikelse anges inom parentes.

Ämne	Antal prover	Inkommande halter, medel och standardavvikelse (ng/l)	Medelreduktion och standardavvikelse (%)
Atenolol	1	2 000 (0)	53 (0)
Azithromycin	0	0 (0)	0 (0)
Bisopropol	2	72 (68)	56 (20)
Ciprofloxacin	0	0 (0)	0 (0)
Citalopram	1	170 (0)	97 (0)
Diklofenak	2	1 530 (970)	61 (31)
Erytromycin	0	0 (0)	0 (0)
Finasterid	0	0 (0)	0 (0)
Fluconazol	1	100 (0)	-40 (0)
Furosemid	1	1 900 (0)	98 (0)
Ibuprofen	2	2 100 (700)	49 (44)
Fluoxetin	0	0 (0)	0 (0)
Ketokonazol	0	0 (0)	0 (0)
Ketoprofen	1	2 600 (0)	19 (0)
Losartan	0	0 (0)	0 (0)
Metoprolol	2	661 (640)	40 (13)
Metotrexat	0	0 (0)	0 (0)
Naproxen	2	5 170 (4830)	74 (24)
Oxazepam	1	190 (0)	-26 (0)
Paracetamol	0	0 (0)	0 (0)
Propanolol	0	0 (0)	0 (0)
Sertralin	0	0 (0)	0 (0)
Sulfametoxazol	1	40 (0)	-104 (0)
Tramadol	1	410 (0)	-12 (0)
Trimetroprim	1	280 (280)	86 (86)
Venlafaxin	1	340 (0)	65 (0)

Tabell B.5

Trosa våtmark. Sammanlagd avskiljning av provtagna mikroföroreningar; standardavvikelse anges inom parentes.

	Ekeby				Alhagen		Brannäs		Magle	Trosa	
	vinter	vår	sommar	höst	vinter	sommar	vinter	sommar	sommar	vinter	sommar
Atenolol	7	31	77	44	53	*	53	100	82	53	
Azithromycine (AZI)	-350		98	77	*		2				
Bisoprolol	26		50	*	22	*	29	98	44	36	75
Ciprofloxacin (CIP)	*	6	90	4							
Citalopram	48	52	82	75	84	*	63	99**	71	97	
Diklofenak	35	34	88	54	24	95	36	99	89	30	92
Estradiol				*							
Etinylestradiol				*							
Erytromycin	*	*	62	47							
Finasterid	-141				*		-394				
Fluconazole	-8	-7	-2	0	36		43			-40	
Fluoxetin	0		81	-29	*	*	*	100	77		
Furosemid	37	86	97	84		99		100	95		
Ibuprofen	10	53		23	80	98	88	99	92		98
Karbamazepin	6	0	5	6	11	*	21		31	5	92
Ketokonazol	0			*	*		*			-19	
Ketoprofen	56		*	72	3	*	32	*	94		
Klaritromycin	2	25		*	58						
Klindamycin	13		-1483	*	-62		-27				
Losartan	6	19	62	33						19	
Metformin			18	0							
Metoprolol	2	24	43	26	30	80	18	97	45		
Metotrexat	*	*	88							27	69
Mikonazol	*			*	*		*				
Naproxen	37	36	74	40	46	99	75	100	86		
Norfloxacin			0	0						50	98
Oxazepam	23	15	11	9	21	*	48	92	28		
Paracetamol	0	0		-62				*	*	-26	
Propoanolol	19	27	75	27		*		98	82		
Sertralin	13	47	97	45	*	*	94	100	96		
Sulfametoxazol	27	16	-11	11	-2		12				
Tramadol	-18	-10	52	17	10		26			-104	
Trimetoprim	24	20	57	34	51		69			-12	
Venlavafaxin	44	14	62		17		18			86	
Zoldipem	24			*	52		*			65	
Östrogen											
Medelvärde	17	24	55	22	35	94	45	98	72	18	87
Standardavvikels	19	23	34	32	25	7	25	2	24	51	11
Antal	24	20	23	25	17	5	16	11	14	15	6

* in och ut under detektionsgräns.

Tabell B.6

Medelavskiljning i procent av läkemedelsrester/mikroföroreningar under olika årstider i de undersökta våtmarkerna. Ämnen i kursivt har tagits bort från medelvärdet då dessa sticker ut och påverkar den allmänna trenden.

Bilaga C Examensarbete, metod

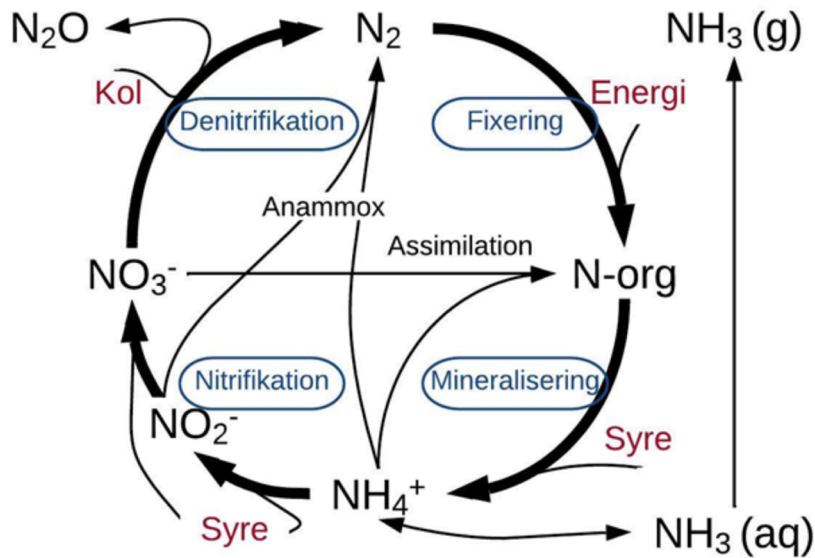
Bilaga C är utvalda delar inklipta från Emma Nyholms examensarbete (Nyholm, 2023) för att förklara använd metod samt för att ge en djupare bakgrund till kväveomvandlingen som sker i en våtmark. Vi har valt att behålla samma rubriknumrering som i examensarbetet för att enkelt kunna orientera sig i examensarbetet om man vill läsa även det.

2.1.1 Kväveavskiljning i våtmark

Processerna för kväveomvandling som sker i en våtmark är mineralisering, nitrifikation, denitrifikation, kvävefixering och kväveassimilering (Kadlec & Knight, 1996). De viktigaste processerna för en långsiktig kväveavskiljning är den mikrobiella omsättningen av ammoniumkväve och nitratkväve till kvävgas via nitrifikation och denitrifikation (Andersson & Kallner, 2002). Därtill är anammox ytterligare process som kan vara betydande i våtmarker, en process som upptäcktes under tidigt 1990-tal och vars effekt i våtmarker fokuserats på i litteratur först sedan några år tillbaka (Chandel m.fl., 2022).

Utöver kvävecykelns betydelse för kväveavskiljningen har andra processer som sedimentation och upptag av växter även en inverkan, men denna är av marginell betydelse ur ett långsiktigt perspektiv då kvävesedimentationen ofta är låg och kväve återges till vattenmassan då växter förmultnar, genom mineralisation. Men våtmarker med växtlighet kan ändå ha en positiv effekt på kväveavskiljningen där tidigare studier visat att våtmarker med växtlighet avskiljer mer kväve än våtmarker utan växtlighet (Bastviken, 2006). Genom ytor för biofilm har växter en positiv påverkan på både nitrifikation och denitrifikation. Då fotosyntesen är aktiv under dagen produceras syre som når biofilmens bakterier, som i vattenfyllda dammar annars kan ha svårt att förse sig med syre. Sedan under natten när fotosyntesen minskar samtidigt som respirationen pågår minskar syrehalten och biofilmens bakterier får syrebrist. Detta fenomen gör att nitrifikationen gynnas under dagen och denitrifikation under natten. Studier har däremot visat att det oftast inte hinner bli tillräckligt låga syrehalter under natten för att denitrifikation ska ske, i dessa fall gynnas dock denitrifikation i ytskiktet av sedimentet till följd av högre nitrathalter i vattenmiljön (Tonderski m.fl., 2002). Växtlighet kan även skapa mikromiljöer med låga syrenivåer genom en ökad heterotrof aktivitet i sedimenten, vilket gör att denitrifikation kan ske även i vatten med höga syrenivåer. Växtlighet som ger hög denitrifikationskapacitet i det organiska sedimentet är jättegröe (*Glyceria maxima*) och bredkaveldun (*Typha latifolia*) (Bastviken, 2006).

Hur mycket kväve som avskiljs och vilka kväveomvandlingar som sker beror på flera faktorer. Vattenkemin, som pH och temperatur, och våtmarkens egenskaper med klimat, växtlighet, vattendjup och vattenflöde är exempel på faktorer som påverkar (Bastviken, 2006). Nedan beskrivs processerna för kväveomvandling, och börjar med en översikt (Figur C.1). Fokus läggs på nitrifikation, denitrifikation och anammox med anledning av den betydande rollen processerna har för kväveavskiljningen.



Figur C.1

Kvävecykeln. Figur gjord av Linus Halvarsson, WRS AB.

När organiskt material bryts ned omvandlas organiskt bundet kväve till ammonium, där nedbrytningsbakterierna tar upp en del av ammoniumet som frigörs men en stor del tas inte upp och hamnar i stället som restprodukt i vattenmassan. Processen kallas mineralisering och sker också via exkretion, antingen direkt genom exkretion av ammonium eller indirekt genom hydrolys av urea och urinsyra (Kadlec & Knight, 1996; Tonderski m.fl., 2002).

Nitrifikation

Ammonium kan omvandlas till nitrat via nitrifikation, som är en kemoautotrof process där bakterier utvinnet energi genom att oxidera ammonium till nitrat i två steg, först till nitrit och sedan vidare till nitrat (Vymazal, 2007).

Nitrifikation kan utföras av bakterier från flera släkten, men främst sker omvandlingen från ammonium till nitrit av Nitrosomonas och från nitrit till nitrat av Nitrobakter. Nitrit omvandlas generellt snabbare till nitrat jämfört med hur snabbt ammonium omvandlas till nitrit vilket betyder att nitrit oftast förekommer i väldigt låga halter (Kadlec & Knight, 1996; Tonderski m.fl., 2002). I det första steget produceras vätejoner vilket gör att nitrifikationen sänker pH något i vattnet (Cooper & Findlater, 1990).

Båda stegen i nitrifikationen kan endast ske om syre är tillgängligt, eftersom nitrifikationsbakterierna använder syre som elektrondonator i oxidationen av kvävet (Kadlec & Knight 1996). Energin som frigörs vid oxidationen utnyttjas av nitrifikationsbakterierna för att assimilera koldioxid (Cooper & Findlater, 1990), som de använder som kolkälla. Det finns även heterotrofa nitrifierare som kan omvandla ammonium till nitrat både från oorganiska och organiska kolkällor (Vymazal, 2007). Men vid lägre syrehalter finns det stor risk att närvaro av organiskt kol hämmar nitrifikationen. Detta eftersom heterotrofa bakterier, som inte är nitrifierare, konkurrerar ut de autotrofa nitrifierarna eftersom heterotrofer klarar sig med en lägre syrehalt för samma reaktionshastighet (Haglund & Norrman, 1984). Nitrifikation är en långsam process där mikroorganismerna har en fördubblingstid som kan ta dagar och uppemot flera veckor vid sämre förhållanden (Martens-Habbena & Stahl, 2011).

Förutsättningar för att nitrifikation ska kunna ske är tillgång till ammonium, en aerob miljö och gynnsamma förhållanden för nitrifikationsbakteriers tillväxt. Detta gör att nitrifikationen i våtmarker sker i sedimentens ytskikt, i den fria vattenmassan samt i biofilm (Kadlec & Knight, 1996; Tonderski m.fl., 2002). Parametrar som påverkar bakterietillväxten och nitrifikationshastigheten är temperatur, pH, alkalinitet och tillgång

till icke organiskt kol. Nitrifikation har en optimal temperatur mellan 25–40 °C men med en lägsta möjlig temperatur på 4 °C, pH mellan 6,6 och 8,0 samt kräver en hög alkalinitet för att hålla pH på en stabil nivå eftersom nitrifikationsprocessen producerar vätejoner (Vymazal 2007). Giftiga ämnen kan påverka nitrifikationen negativt genom att metabolismen hos nitrifierarna eller oxidationsreaktionerna hämmas. Ämnen som hämmar nitrifikationen är exempelvis tiourea, fenol, cyanat och tungmetaller så som koppar, silver, kvicksilver, nickel, krom och zink (Haglund & Norrman 1984).

Denitrifikation

Efter en effektiv nitrifikationsprocess förekommer nitrat som den största kväveformen, och kan genom denitrifikation omvandlas till kvävgas. Denitrifikation är en anaerob process där nitrat reduceras till kvävgas som diffunderar uppåt i vattenmassan till atmosfären. Därmed är denitrifikation att betraktas som den kväveprocess som faktiskt avskiljer kväve från vattenmassan. Genom att kvävet omvandlas till gasform så försvinner det från de biologiska kretsloppen för en lång tid framöver, och förhindras att transporteras till havet (Tonderski m.fl., 2002). Reaktionen sker endast vid syrefria förhållanden då nitrat används som elektronacceptor i stället för syre (Vymazal 2007). Om miljö är aerob använder samma bakterier i stället syre som elektronacceptor, då denna process är mer energieffektiv (Tonderski m.fl., 2002). Den vanligaste formen av denitrifikation i våtmarker är heterotrof denitrifikation som oxiderar organiskt material till koldioxid, men även autotrof denitrifikation förekommer där oorganiska ämnen oxideras (Tonderski m.fl., 2002). Denitrifikation kan utföras av flertalet olika bakteriesläkten, men de vanligaste är *Bacillus*, *Enterobakter*, *Mikrococcus*, *Pseudomonas* och *Spirillum* (Kadlec & Knight 1996).

Förutsättningar för denitrifikation är syrefria miljöer, denitrifierare och tillgång till organiskt material (kolkälla) och nitrat. Även temperatur och pH påverkar (Vymazal 2007). Denitrifikation gynnas av en temperatur på mellan 0 och 30 °C, där en högre temperatur ger en effektivare denitrifikation, samt pH mellan 6 och 9. Vid ogynnsamma förhållanden för denitrifierarna, som låg temperatur eller lågt pH, riskerar denitrifikation att inte gå hela vägen och växthusgasen lustgas bildas (Tonderski m.fl., 2002).

Kvävgas kan återföras till vattenfasen genom kvävefixering, där specialiserade organismgrupper så som vissa släkten av autotrofa och heterotrofa bakterier och fototrofa bakterier så som cyanobakterier, omvandlar och assimilerar kvävgasen till organiskt bundet kväve. Kvävefixering sker endast då varken nitrat eller ammonium är tillgängligt (Tonderski m.fl., 2002). Kväveassimilering kallas den process som omvandlar oorganiskt kväve till organiskt bundet kväve, och vilket sker vid växtupptag (Kadlec & Knight, 1996).

Anammox

Begreppet anammox kommer från anaerobisk ammoniumoxidation, vilket är vad processen innebär. Genom anammox omvandlas ammonium och nitrit direkt till kvävgas under syrefria förhållanden, och kan på så sätt ses som en typ av genväg i kvävecykeln. Det är en kemoautotrof process vilket innebär att ingen kolkälla behövs utan i stället får bakterierna sin energi genom oxidering av ammonium med nitrit som elektronacceptor (Negi m.fl., 2022).

Anammox gynnas av låga syrehalter och höga ammoniumhalter. Anammoxbakterier som hittats i avloppsvatten tillhör släktena *Brocadia*, *Kuenenia*, *Jettenia*, *Anammocoglobus* samt *Annamoximicrobium* och vilka som dominerar beror bland annat på kvävebelastningen och temperatur. Vissa släkten trivs vid låg belastning och andra i hög, detsamma gällande temperatur där *Brocadiabakterier* hittats vid temperaturer mellan 6 och 15 °C och *Kueniabakterier* vid temperatur mellan 25 och 45 °C (Chandel m.fl., 2022).

Anammox-baserad teknologi som ett eget biologiskt reningssteg för kväverening, i jämförelse med den vanligare kombinationen av nitrifikation-denitrifikation, har de senaste åren internationellt sett fått uppmärksamhet som ett kostnadseffektivt och miljövänligt sätt att avloppsvatten från kväve i studier bland annat från Japan och Indien (Ali & Okabe, 2015; Saxena m.fl., 2017). Studier har även visat att anammox förmodligen utför en betydande del av kväveavskiljningen i våtmarker, där framförallt djupa dammar gynnar processen (Negi m.fl., 2022). Omkring 10 % av den totala kväveavskiljningen i naturliga (djupa) sjöar har visat sig bero på anammoxprocessen (Hou m.fl., 2013; Schubert m.fl., 2006).

Eftersom anammox är en anaerobisk process har den goda möjligheter för en reduktion av kväve då processen inte är beroende av syre på samma sätt som nitrifikation. Men gällande effekten av anammox i våtmarker är forskningen fortfarande i ett tidigt stadium och mycket kunskap saknas för att nå en god förståelse (Negi m.fl., 2022). Svårigheter med anammox är att den kräver precisa förhållanden, för att optimera både syre och kol till de låga nivåer som krävs (Zhuang m.fl., 2019). Detta krävs bland annat för att undvika att nitrit omvandlas till nitrat, vilket är en svårighet då denna omvandling går snabbt. Den första delen av nitrifikationen är en del av anammox eftersom nitrit behövs för att processen ska kunna ske (Erler m.fl., 2008).

3 Material och metod

För att undersöka hur stor avskiljning av kväve, fosfor och läkemedelsrester som man kan förvänta sig i en våtmark beräknades avskiljningen av nämnda ämnen för åtta svenska spillvattenvåtmarker baserat på befintliga data från egenkontroller (kväve och fosfor) och tidigare studier (läkemedel). En jämförelse av resultaten och med funktionsparametrar görs tillsammans med en undersökning av korrelation mellan olika parametrar, för att hitta vilka parametrar som påverkar skillnader i avskiljningseffektivitet.

3.1 Undersökta våtmarker

Följande spillvattenvåtmarker undersöktes: Alhagen våtmark i Nynäshamn, Brannäs våtmark i Oxelösund, Ekeby våtmark i Eskilstuna, Granskär våtmark i Söderhamn, Magle våtmark i Hässleholm, Karö våtmark i Östhammar, Örsundsbro våtmark i Enköping och Trosa våtmark i Trosa. Urvalet av våtmarker baserades på studerade våtmarker i ett tidigare examensarbete (Flyckt, 2010), för att få en möjlighet för jämförelse av reningsresultat av kväve och fosfor som Flyckt undersökt. Granskär och Karö våtmark lades till för att få en bredare studie med mer data att basera resultatet på. Av dessa våtmarker erhöles data på kväve och fosfor från 7 våtmarker (Alhagen, Brannäs, Ekeby, Granskär, Magle, Karö samt Örsundsbro) och läkemedel från 5 våtmarker (Alhagen, Brannäs, Ekeby, Magle samt Trosa).

3.2 Datainsamling

Data över inkommande och utgående halter av kväve, fosfor och läkemedel samt ingående och utgående flöde från respektive våtmark efterfrågades via mailkontakt och digitala möten med driftansvariga för respektive våtmark. Datainsamlingen från driftansvariga bestod av data från egenprovtagningar av kväve och fosfor, och visas i Tabell C.1.

		Alhagen	Brannäs	Ekeby	Granskär	Karö	Magle	Örsundsbro
Källa		(Nynäs- hamns kommun, u.å.)	(Oxelö- sunds kommun, u.å.)	(Eskils- tuna Energi & Miljö, u.å.)	(Söder- hamn Nära, u.å., u.å., u.å.)	(Gästrike Vatten, 2017, 2018, 2019, u.å.; Östhammar Vatten, u.å., u.å.)	(Hässel- holm Miljö AB, u.å., u.å.b)	(Enköpings kommun, u.å.a, u.å.b)
Provperiod för insamlade data (år 2010–2021)		10–21*	10–22	08–22 (Tot-N, Tot- P) 08–16 (NH4-N, PO4-P)	14–22	16–19	07-22** (ej 21 in, ej 08 ut)	17–21
Typ av prov för N och P halter	IN	TD (10–17) FD (18–21)	S	FD	FD (N), FV (P)	FD	FD	FD
	UT	S (10-17) (Flöde per kalender- månad) FD (18–21)	S (08–19) FD (N), FV (P) (20–22)	FD	FD (N), FV (P) (S vid backflöde)	S	**** TD	FD, FH
Provtagningsfrekvens (antal provtagningar per månad)***	IN	4	2	4	4	2	2 (07-19), 4 (20-22).	2
	UT	4	2 (10-19), 4 (20-22)	4	2	2	4	2

* Tot-P halter från 1999, men flöde från 2010 vilket begränsar mängdberäkningar till 2010.

** Halter (Tot-P, Tot-N, PO4-P, NH4-N) från 1999, men flöde från 2007 vilket begränsar mängdberäkningar till 2007.

*** Ungefärlig, kan variera med ±1 vissa månader.

**** Fram till oktober 2022. Därefter FD.

Provtagning av läkemedelsrester sker inte i egenprovtagningen hos reningsverken, då detta inte ingår i tillståndskraven. Därmed undersöks avskiljningen av läkemedelsrester i detta arbete som en datasammanställning från tidigare studier av avskiljning av läkemedel i svenska spillvattenvåtmarker (Tabell C.2).

Tabell C.1

Datainsamling ingående och utgående kväve- och fosforhalter samt flöde. Förkortningar: F = flödesproportionell, T = tidsstyrds, S = stickprov, D = dygnsprov, V = veckoprov, H = helgprov vilket motsvarar 3 dygn. N = samtliga kväveprover (Tot-N och NH4-N), P = samtliga fosforprover (Tot-P och PO4-P). Om inte N eller P anges gäller provtagningen alla prov, det vill säga både kväve och fosfor. Vid stickprov sker en dygnsprovtagning av flödet, med undantag för Alhagen 2010–2017 där månadsprovtagning av flödet togs.

	Vinter		Vår		Sommar		Höst
Källa	(Näslund, 2010)	(Luu, 2020)	(Luu, 2020)	(Eskilstuna Energi & Miljö, 2022)	(Randefelt, 2019)	(Golovko m.fl., 2021)*	(Structor AB, 2021)
Provtagningsperiod	Feb 2010	Feb 2020	Mars, april 2020	Maj 2022	Juni 2019	Juni, juli 2018	Okt 2013, sep 2014, okt 2015, sep 2016, sep 2017
Antal provtagningar	1	1	2	1	1	1	5
Våtmark							
Alhagen	x				x		
Brannäs	x				x		
Ekeby	x	x	x	x	x	x	x
Magle					x		
Trosa	x				x		

* Opublicerad data

Tabell C.2

Datainsamling läkemedel. Samtliga prov taget som stickprover.

3.3 Databearbetning kväve och fosfor

Insamlade data analyserades och sammanställdes enskilt för varje våtmark, för att kunna jämföra funktionen våtmarkerna emellan. Resultatet sammanställdes både som mängdavsiljning per år samt per månad under hela undersökningsperioden, för att på så sätt kunna se hur stor avsiljning som kan förväntas under olika delar på året och över tid.

3.3.1 Mängdberäkning

Halten viktades mot flödet för att erhålla en flödesviktad mängd, det vill säga vikta halten och flödet vid samma tidpunkt mot varandra. Den flödesviktade mängden kan jämföras med att beräkna ett medelvärde av halt respektive mängd för en längre period, för att sedan beräkna mängden. Men då det senare alternativet inte blir lika noggrant, viktades halten mot flödet vid samma provtagningstidpunkt i så stor utsträckning som det var möjligt.

Mängd av ingående och utgående fosfor och kväve beräknades enligt ekvation 1.

$$M_{in/ut} = \frac{C_{in/ut} \cdot Q_{in/ut}}{1000} \quad (1)$$

Där $M_{in/ut}$ = mängd (kg/tid)

$C_{in/ut}$ = koncentration (mg/l)

$Q_{in/ut}$ = Flöde (m³/tid)

Faktor 1 000 är omvandlingsfaktor från mg/l till kg/m³

Tid är dygn, vecka eller månad

Då flödesprovtagningen skett under olika tidsintervall, med dygnsprov eller veckoprov, alternativt ett flöde för en kalendermånad för Alhagen 2010–2017 erhöles mängden som dygnsmängd, veckomängd respektive månads mängd.

För att kunna jämföra avsiljningen räknades alla mängder om till mängd per dygn, där veckomängder dividerades med 7 och månads mängder med antal kalenderdagar för respektive månad. Helgprover dividerades med 3 då ett sådant prov representerat 3 dygn. Provtagningar där flödesdata, alternativt halt, saknades togs bort eftersom mängd inte kunde beräknas.

Extremvärden identifierades och om noterad anteckning om fel i provtagning eller

avstängda reningssteg i reningsverket förekommit, togs datapunkten bort. I annat fall behölls extremvärden, då de efter identifikation oftast bedömdes vara inom en rimligt intervall för naturlig variation. Data där halten gavs som ”mindre än” (<), beräknas som högsta möjliga värde.

Undantag till beräkningar

Vissa undantag till beräkningarna för ekvation (1) gjordes. Detta gäller dels en datapunkt som togs bort, i Brannäs utgående reningsverk 2017-01-19. Fosforhalten var i denna provtagning 4,9 mg/l, medan samtliga närliggande provtagningar låg mellan 0,1 och 0,5 mg/l. Hänsyn togs till att denna provtagning var stickprov, vilket har en större osäkerhet, och datapunkten bedömdes vara felaktig och togs bort då den gav effekt på slutresultatet.

Andra undantag från datasammanställningen var några fall där data på utflöde inte finns, och nederbörd och avdunstning antas i dessa fall ta ut varandra och utflöde sätts lika med inflöde. Detta gäller alla år för Ekeby, Karö och Örsundsbro där utflöde inte mäts från våtmarken.

För Alhagen våtmark har det varit problem med flödesmätaren på grund av bland annat frysning mellan 2013–2016, varav utgående flöde för dessa år saknas och i Nynäshamns kommuns egen årsredovisning har för dessa år inflöde använts som utflöde¹. För Brannäs våtmark saknas data på utgående flöde mellan 2010–2020. I beräkningarna används därför, för Alhagen och Brannäs våtmark, inflöde som utflöde under nämnda perioder.

För att ta hänsyn till uppehållstid används i denna data som erhållits för Karö våtmark utgående flöde som ingående flöde en vecka tidigare. Denna justering har i denna rapport även gjorts för Ekeby våtmark. Resultatet av justeringen för Ekeby visade på en förändring i avskiljning per år på med mellan 0–1 % per år, varav ingen justering har gjorts för Örsundsbro och Brannäs.

Ett ytterligare undantag gäller Karö 2019, där flödet och halter in provtagits vid olika dygn. Detta beror på att data hämtats från olika källor, halter från Gästrike Vatten (2022) och flöde från (Östhammar Vatten, u.å.). Av denna anledning kunde ingen flödesviktad mängd på dygnsbasis beräknas, utan i stället beräknades här en mängd på månadsbasis där halt och flöde är ett aritmetiskt medelvärde av provtagningar för varje månad. Ingående mängd för Karö 2019 innehåller därför större förenklingar än resterande mängdberäkningar.

3.3.2 Månadsavskiljning

Månadsavskiljningen redovisades i enheten *medelavskiljning per dygn* för respektive månad för att få en tidsenhet som inte varierar månader emellan, och beräknades enligt ekvation 2. Mängd in och ut ur våtmarken beräknades som ett månadsmedelvärde innan avskiljningen beräknades, för att ta hänsyn till uppehållstid i våtmarken. Mängd in till våtmarken motsvarar då mängdbelastning, och är det första uttrycket i ekvation 2.

¹ Amparo Franquiz, Kvalitetsansvarig VA-avdelningen Nynäshamns kommun, mailkontakt 2023-01-30.

$$R_m = \frac{\sum_1^n (Min)_i}{n \cdot A} - \frac{\sum_1^m (Mut)_i}{m \cdot A} \quad (2)$$

Där R_m = avskiljning (retention) (kg/ha-dygn) som ett medelvärde för en enskild månad

Min_i/Mut_i = inkommande respektive utgående mängd per dygn för dygn i

n = antal provtagningar in till våtmarken

m = antal provtagningar ut från våtmarken

A = area (ha)

Ett aritmetiskt medelvärde av R_m över alla provtagna år för respektive kalendermånad beräknades sedan för att få en medelavskiljning för respektive månad över alla år, som sedan redovisades i en graf. För varje månadsmedelvärde beräknades standardfelet, för att visa hur stor variation som skett för respektive månad mellan olika år. För våtmarker med en tydlig säsongsvariation.

3.3.3 Årsavskiljning

För avskiljning per år utgick beräkningarna från avskiljning per dygn, beräknades enligt ekvation 5.

$$R_{\text{år}} = \frac{\sum_i^n (R_m)_i}{n} \cdot 365$$

$R_{\text{år}}$ = avskiljning per år (kg/ha-år)

R_{m_i} = avskiljning per dygn för månad i

n = antal månader med data

Faktor 365 är omvandlingsfaktor från avskiljning per dygn till avskiljning per år.

Skottår togs ej hänsyn till, då årsmängder beräknades för att kunna jämföra olika år med varandra och lika antal dagar per år därför eftersträvades.

Procentuell avskiljning per år beräknades enligt

$$R_{\text{år}\%} = \frac{R_{\text{Å}}}{(In_{\text{Å}})} \quad (6)$$

där

$$\begin{cases} R_{\text{Å}} = \frac{\sum_i^{12} R_{m_i}}{12} \\ In_{\text{Å}} = \frac{\sum_i^{12} In_{m_i}}{12} \end{cases} \quad (7)$$

$R_{\text{år}\%}$ = avskiljning per år (%)

$R_{\text{Å}}$ = aritmetiskt medelvärde av R_m

R_m = avskiljning per månad (kg/ha-dygn)

$In_{\text{Å}}$ = aritmetiskt medelvärde av M_{in} (inkommande mängd per månad) (kg/ha-dygn)

In_m = inkommande mängd per månad (kg/ha-dygn)

i = en kalendermånad (januari, februari ... december) för valt år.

3.3.4 Funktionsparametrar och regressionsanalyser

Ett antal parametrar togs fram för varje våtmark för att kunna få en översiktlig bild av funktion och belastning för respektive våtmark, och därefter kunna svara på frågeställningen om vilka parametrar som påverkar avskiljningseffektiviteten. Parametrar som jämfördes var flödesbelastning (m^3 /dygn), ytbelastning (mm/dygn-ha), halt in/ut (mg/l), mängdbelastning (kg/ha-år), mängdavsiljning (kg/ha-år) och procentuell avskiljning (%).

Flödesbelastning, halt in/ut, mängdbelastning, mängdavskiljning samt procentuell avskiljning har beskrivits ovan.

Ytbelastning beräknades enligt ekvation 8,

$$q = \frac{Q_{in}}{A} \cdot 1000 \quad (8)$$

q = hydraulisk belastning (mm/dygn)

Q_{in} = inkommande flöde (m³/dygn) (medelvärde)

A = area (m²)

Samtliga parametrar för respektive våtmark beräknades som ett aritmetiskt medelvärde över de perioder som data samlats in. Även månadsmedelvärden för temperatur för respektive våtmark togs fram genom SMHI:s väderdata (SMHI, u.å.) för att kunna undersöka samband mellan avskiljning och temperatur. Linjär regressionsanalys mellan avskiljning av kväve respektive fosfor mot övriga parametrar utfördes i Excel för att hitta eventuella linjära samband samt eventuella avvikelser.

3.4 Datasammanställning läkemedelsrester

Ett urval av läkemedelssubstanser att analysera gjordes, innan en sammanställning över tidigare studiers resultat och provtagningar över läkemedelsavskiljning i spillvattenvåtmarker togs fram och jämfördes.

3.4.1 Urval av läkemedelssubstanser

Eftersom olika typer av läkemedel har olika stor inverkan på miljön, bedöms vissa substanser som mer miljöfarliga, och vilka substanser detta är varierar mellan vad olika aktörer och myndigheter bedömer. Ett urval av läkemedelssubstanser att undersöka i denna rapport har därför gjorts baserat på sex olika listor över läkemedelssubstanser som bedöms vara miljöfarliga och som bör följas upp i miljön i Sverige (Tabell C.3).

Läkemedelssubstans	Verkan (FASS u.å.)	NV	EUB	EUP	SFÄ	NLS	IVL
Atenolol	Blodtryckssänkande*	X					X
Azithromycin	Antibiotikum			X			
Bisopropol	Blodtryckssänkande*						X
Ciprofloxacin	Antibiotikum	X			X	X	X
Citalopram	Antidepressivt	X				X	X
Diklofenak	Antiinflammatorisk	X		X	X	X	X
Doxycyklin	Antibiotikum						X
Estradiol	Könshormon			X	X	X	X
Etinylöstradiol	Könshormon			X	X	X	X
Erytromycin	Antibiotikum	X		X			
Finasterid	Könshormon						X
Fipronil	Veterinärt läkemedel		X				
Fluconazol	Antimykotikum	X	X			X	
Fluoxetin	Antidepressiv						X
Furosemid	Urindrivande	X					
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	X		X		X	
Imidaklopid	Veterinärt läkemedel				X		
Karbamazepin	Antiepileptiskt	X		X		X	X
Ketokonazol	Antimykotikum	X				X	
Ketoprofen	Antiinflammatoriskt						X
Klaritromycin	Antibiotikum	X		X		X	X
Klindamycin	Antibiotikum		X				
Klorimazol	Antimykotikum		X				
Levonorgestrel	Könshormon					X	X
Losartan	Blodtryckssänkande*	X				X	
Metmorfin	Blodsockersänkande		X				
Metoprolol	Blodtryckssänkande*	X				X	X
Metotrexat	Cytostatikum	X				X	
Mikonazol	Antimykotikum		X				
Naproxen	Antiinflammatoriskt	X				X	X
Norfloxacin	Antibiotikum						X
Ofloxacin	Antibiotikum		X				
Oxazepam	Lugnande	X				X	X
Paracetamol	Smärtlindrande	X					X
Propranolol	Blodtryckssänkande*	X					X
Progesteron	Könshormon						X
Sertralín	Antidepressiv	X				X	X
Sulfametoxazol	Antibiotikum	X	X	X		X	X
Tramadol	Smärtstillande	X				X	
Trimetroprim	Antibiotikum	X	X			X	X
Venlafaxin	Antidepressivt	X	X				
Zoldipem	Sömnmedel	X				X	
Östrogen	Könshormon	X		X			X

* Så kallade betablockerare som även har andra effekter på hjärtat och i vissa fall också på andra organ.

Tabell C.3

Utvalda läkemedelssubstanser utifrån listor från Naturvårdsverket (NV) (Naturvårdsverket, u.å.), EU:s bevakningslista (EUB) (EU, 2022a), EU-kommissionens förslag från 2022 på ny prioriteringslista (EUP) (EU, 2022b), Havs och Vattenmyndighetens nationella lista för särskilt förorenade ämnen (SFÄ) (Läkemedelsverket, 2022), Läkemedelsverkets miljöindikatorer inom den nationella läkemedelsstrategin (NLS) (Läkemedelsverket, 2015) samt prioriterade ämnen av Svenska Miljöinstitutet IVL (IVL) (Baresel m.fl., 2015). Substanser i kursivt har inte tagits med i datasammanställningen.

Klorimazol, fipronil, klindamycin, imidaklorid, levanorgestrel, doxycylin och progesteron togs bort då inga provtagningar har tagits av dessa substanser i den insamlade data. Klorimazol, norfloxacin och ofloxacin togs bort då substanserna är avregistrerade i Sverige, på grund av risk för ökning av antibiotikaresistenta bakterier i avloppsreningsverk (Janusinfo, u.å.).

Östrogen, som är ett samlingsnamn för en grupp av naturliga hormoner, sammanställs som ett medelvärde av de östrogena hormonsubstanserna östradiol, östriol samt östron.

3.4.2 Databearbetning

Procentuell avskiljning för tre av datakällorna Näslund (2010), Randefelt (2019) och Luu (2020) i Tabell 3.3 var beräknat i erhållna studier och resultatet tillsammans med uppmätta ingående och utgående halter användes vid datasammanställningen i denna rapport. För övriga av datakällorna i Tabell C.2 erhöles rådata i form av uppmätta ingående och utgående halter. Dessa halter användes för sammanställningen tillsammans med en procentuell avskiljning som beräknades enligt ekvation 9. Då dessa studier provtagit halter i Ekeby våtmark som har en låg tillförsel av dagvatten till våtmarken, bedömdes osäkerheterna gällande att ingen hänsyn till flöde tas att vara låg. Data där halten gavs som "mindre än" (<), beräknas även här som högsta möjliga värde.

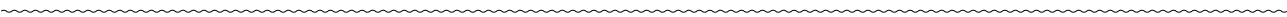
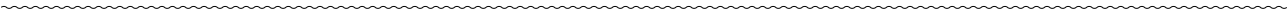
$$R_{\%} = \frac{C_{in} - C_{ut}}{C_{in}} (9)$$

$R_{\%}$ = procentuell avskiljning (%)

$C_{in/ut}$ = Halt in/ut

Ett aritmetiskt medelvärde av inkommande halter, utgående halter samt procentuell avskiljning för alla utvalda läkemedelssubstanser beräknades. För procentuell avskiljning togs fyra värden bort, då de ansågs urskilja sig betydligt från övriga och betraktades därför som outliers så de hade en stor påverkan på slutresultatet. Datasammanställningen med medelvärdet av inkommande och utgående halter samt medelvärde på procentuell avskiljning och borttagna outliers redovisas i appendix 7.1 i examensarbetet.

För att ta hänsyn till variation mellan årstider beräknades ett medelvärde per årstid (vinter, vår, sommar, höst) i enlighet med Tabell C.2. Resultatet sammanställdes i grafer, där ingående och utgående halter redovisas som ett medelvärde för samtliga provtagningar av läkemedelssubstanserna. Standardfel beräknades för att se hur stor variation som fanns mellan olika läkemedelssubstanser. Även en graf för nio läkemedel presenteras, med medelvärde av den procentuella avskiljningen. Detta för att se skillnader mellan olika typer av substanser. Dessa nio substanser utvaldes att redovisas närmare då de hade flest provtagningar samt för att få en spridning i olika läkemedelsgrupper.



Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se