



Viborg Kommune

Reduktion af fosfortilførsel til Viborg Nørresø

SKITSEPROJEKT

Viborg Kommune

Reduktion af fosfortilførsel til Viborg Nørresø

SKITSEPROJEKT

Rekvirent	Viborg Kommune Teknik og Miljø Natur og Vand Prinsens Alle 5 8800 Viborg
Rådgiver	Orbicon A/S Jens Juuls Vej 16 8260 Viby J
Projektnummer	1321700072
Projektleder	Henrik Skovgaard
Tekst	Henrik Skovgaard, Nicolaj Thomassen, Peter Poulsen, Line Winther og Niels Otto Haldrup
Kvalitetssikring	Nicolaj Thomassen
Revisionsnr.	0.4
Godkendt af	Simon Grünfeld
Udgivet	10-07-2017

INDHOLDSFORTEGNELSE

1. INDLEDNING	6
2. BESKRIVELSE AF OPLANDET TIL VIBORG NØRRESØ	7
3. MÅLSÆTNING OG TILSTAND I VANDOMRÅDEPLAN 2015-2021	10
3.1. Indsatsbehov	13
3.1.1 Viborg Nørresø	13
3.1.2 Loldrup Sø	16
3.1.3 Rødding Sø	17
4. FOSFOR FRA DET ÅBNE LAND STATUS	19
4.1.1 Terrænanalyse	20
4.1.2 Karakteristiske afstrømninger i vandløb	22
4.2. Opsporing af fosforkilder	23
4.2.1 Droneoptagelser og arealanvendelse	23
4.2.1 Feltbesigtigelser og prøvetagning	27
4.3. Fosforbalance i søerne og fosforfrigivelse fra sedimentet	31
4.3.1 Viborg Nørresø	31
4.3.2 Loldrup Sø	33
4.3.3 Rødding Sø	35
5. FOSFOR FRA SPILDEVAND STATUS	38
5.1. Regnbetingede udledninger	38
5.2. Spredt bebyggelse	40
6. INDSATSMULIGHEDER OG OMKOSTNINGER	42
6.1. Fosfor fra det åbne land	42
6.1.1 Udtagning af landbrugsjord	44
6.1.2 Dyrkningsfrie randzoner målrettet fosforfjernelse	44
6.1.3 Lavbundsarealer	46
6.1.4 Minivådområder	48
6.1.4.1. Skitseprojekt	53

6.1.4.2.	Prisoverslag på indsats	55
6.2.	Fosforindsats ved sørestauring	56
6.2.1	Opfiskning af fredfisk	56
6.2.1.1.	Prisoverslag på indsats	59
6.2.2	Kemisk fosforfældning	59
6.2.2.1.	Prisoverslag på indsats	62
6.3.	Fosfor fra spildevand	63
6.3.1	Regnbetingede udledninger	63
6.3.1.1.	Prisoverslag på indsats	64
6.3.2	Spredt bebyggelse.....	65
6.3.2.1.	Prisoverslag på indsats	65
6.4.	Samlet fosforindsats og økonomisk overslag	66

7. REFERENCER	69
----------------------------	-----------

BILAGSFORTEGNELSE

1. Måleresultater i dræn og vandløb
2. Film fra droneoverflyvning
3. Beregninger af effekt af lavbundsprojekt
4. Afvandingskort før og efter etablering af et lavbundsprojekt (screening)
5. Regneark med beregning af kvælstofeffekt ved et lavbundsprojekt
6. Regneark med beregning af fosforeffekt ved et lavbundsprojekt
7. Regneark med beregning af CO₂ effekt ved et lavbundsprojekt

1. INDLEDNING

Statens Vandområdeplan for Jylland-Fyn 2015-2021 (SVANA, 2016) samt statusrapporten om Viborgsøerne fra 2016 (Orbicon, 2016) har begge fastslået, at miljømålsætningen for Viborg Nørresø ikke er opfyldt, og at der derfor skal ske en yderligere indsats overfor fosfortilførslen til Viborg Nørresø fra søens opland. Vandet strømmer fra Viborg Nørresø mod Viborg Søndersø, og derfor vil en indsats i oplandet til Viborg Nørresø også forbedre miljøtilstanden i Viborg Søndersø.

En screening har vist, at den traditionelle løsning med virkemidlet "fosforvådområder" (oversvømmelse af ånære arealer med henblik på fjernelse af fosfor i vandløbsvandet) ikke er hverken tilstrækkelig omkostningseffektiv eller anvendelig som virkemiddel i oplandet. En efterfølgende ansøgning om forundersøgelse af det mest oplagte af de mulige fosforvådområder har bekræftet vurderingen, idet staten har meddelt afslag på ansøgningen på grund af manglende omkostningseffektivitet.

På trods af manglende muligheder for en indsats inden for rammerne af Statens vandplanlægning på nuværende tidspunkt, ønsker Viborg Kommunes Klima og Miljøudvalg at pege på alternative indsatser, som kan reducere tilførslen af fosfor til Viborg Nørresø og i sammenhæng med den øvrige indsats øge den rekreative og oplevelsesmæssige værdi af Viborgsøerne.

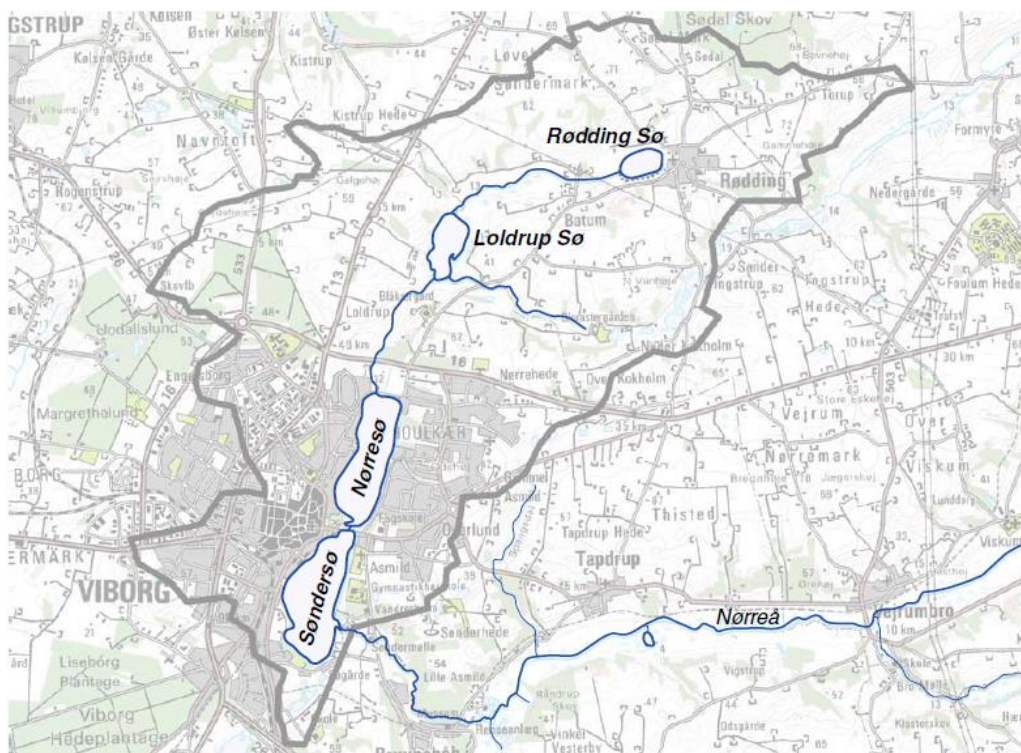
I denne rapport undersøges gennem en kortlægning af kilderne til fosfortilførslen de muligheder i oplandet til søerne, der kan tages i anvendelse for at forbedre miljøtilstanden i søerne, og hvilke udgifter der er forbundet hermed.

Indsatsmulighederne har fokus på tabet af fosfor fra landbrugsarealer, spildevand fra Rødding By og spredt bebyggelse samt frigivelse af ophobet fosfor fra søernes bundsediment til søvandet. En eventuel indsats overfor regnbetingede udledninger af spildevand, der ledes direkte til Viborgsøerne, indgår ikke i denne undersøgelse.

2. BESKRIVELSE AF OPLANDET TIL VIBORG NØRRESØ

Viborgsøerne er en del af Gudenåsystemet. Det største tilløb til Viborg Nørresø er Nørremølle Å, hvorefter vandet via Viborg Søndersø løber ud i Søndermølle Å, Figur 2.1.1. Herfra løber vandet videre til Nørreå og ud i Gudenåen for til sidst at ende i Randers Fjord. Omkring søerne er der bebyggelse langs en større del af søbredden, og søerne har altid haft en stor rekreativ betydning for byen. Opstrøms Viborg Nørresø i Nørremølle Å systemet ligger Loldrup Sø og Rødding Sø. Rødding Sø blev genskabt som sø i 2004, primært for at fjerne næringsstoffer (kvælstof og fosfor) af hensyn til de nedstrøms beliggende søer og kystvande.

Forureningen af Viborgsøerne tog til efter kloakering af Viborg by i begyndelsen af 1900-tallet. I løbet af de seneste 70 år er kloaknettet løbende blevet udbygget, og spildevandsrensningen er væsentligt forbedret. I perioden 1938-78 lå byens renseanlæg ved dæmningen mellem Viborg Nørresø og Viborg Søndersø og havde udledning til Viborg Søndersø. Søerne modtager ikke længere spildevand fra renseanlæg, da Viborg Centralrenseanlæg i Bruunshåb har udledning til Nørreå nedstrøms søerne. Derimod udledes der regnvand (vej- og tagvand) fra separatkloakerede oplande i Viborg til begge søer. Det gælder både regnvand, der udledes via rensedamme, og regnvand, der udledes fra byen uden forudgående rensning. Desuden er der periodisk overløb til søerne af spildevand fra kloaknettet under kraftig nedbør. I 2011 blev der skabt et vådområde ved Nørremølle Enge opstrøms Viborg Nørresø, der har til formål at fjerne næringsstoffer. I dag er den største kilde til tilførsel af fosfor relateret til landbrugsdrift i oplandet.



Figur 2.1.1: Kort over Viborgsøerne og afstrømningsoplandet med Rødding Sø og Loldrup Sø.

Med et areal på ca. 120 ha hører Viborg Nørresø til blandt de middelstore danske søer. Søen er med en middeldybde på 7 m og en maksimal dybde på 12,4 m karakteriseret som dyb, og der ses hvert år kortere eller længere perioder med temperaturbettinget lagdeling i vandsøjlen, mens dette kun meget kortvarigt finder sted i den lavvandede Viborg Søndersø. Vandets gennemsnitlige opholdstid i Viborg Nørresø er ca. 0,6 år, men varierer fra år til år afhængigt af nedbør og afstrømning fra oplandet. Loldrup Sø og Rødding Sø er henholdsvis 38,9 ha og 21,2 ha, og begge er lavvandede søer.

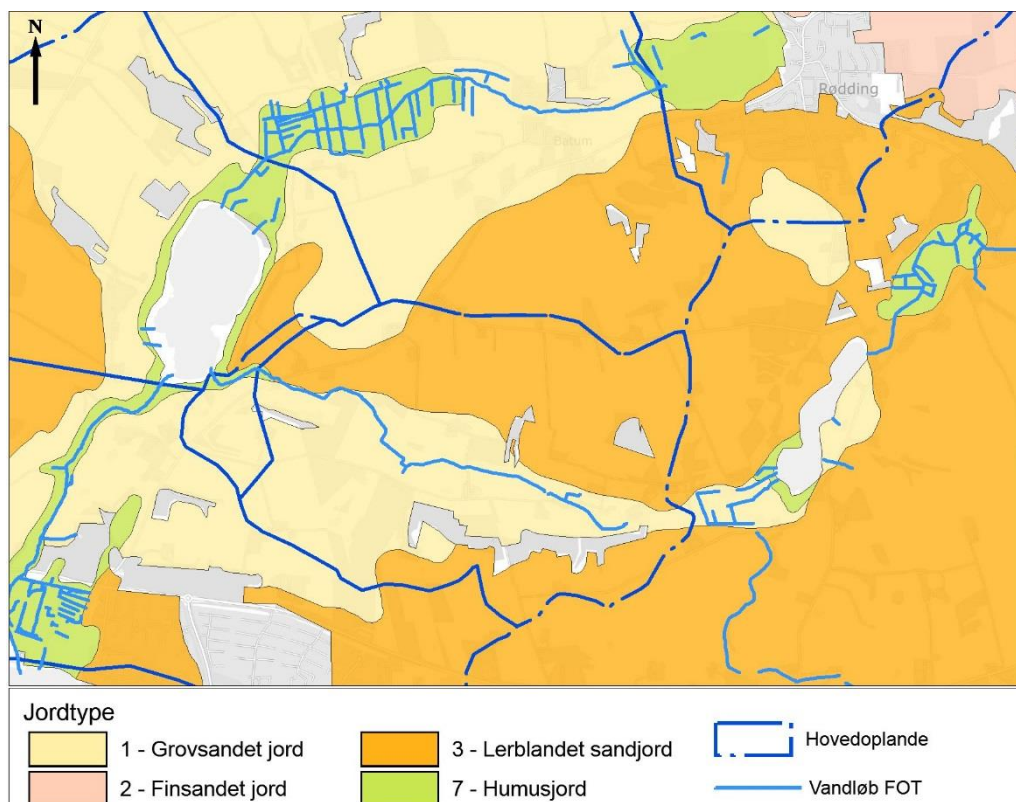
	Viborg Nørresø	Loldrup Sø	Rødding Sø
Areal, ha	120,4	38,9	21,2
Volumen, mio. m ³	8,49	0,44	0,31
Middeldybde, m	6,9	1,15	1,45
Max dybde, m	12,4	3,3	-
Opholdstid, år	0,6	0,08	0,26
Opland, km ²	36,7	-	-

Tabel 2.1.1: Areal- og dybde data samt opland og opholdstid i Viborg Nørresø, Loldrup Sø og Rødding Sø

Oplandet til Viborg Nørresø dækker et areal på 36,7 km². Jordtypen i oplandet er primært grovsandet jord og lerblandet sandjord med humusjord på de lavtliggende arealer langs Nørremølle Å, Figur 2.1.1. Oplandet består af landbrugsarealer (ca. 60 %), mens ca. 17 % af oplandet til søen består af bymæssig bebyggelse.



Foto: Søbade i Viborg Nørresø.



Figur 2.1.1: Jordtyper i oplandet til Viborg Nørresø.

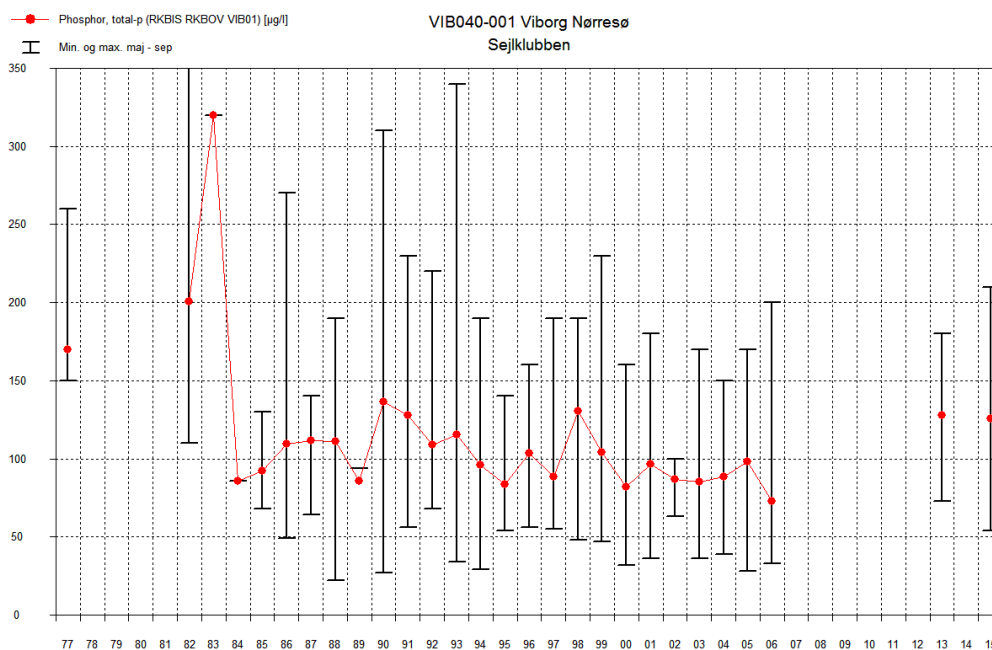


Foto: Nørremølle Å inden udløb i Viborg Nørresø.

3. MÅLSÆTNING OG TILSTAND I VANDOMRÅDEPLAN 2015-2021

I juni 2016 blev statens Vandområdeplan 2015-2021 for vandområdedistrikt Jylland-Fyn vedtaget (SVANA, 2016). Den erstattede Vandplanen for Hovedvandopland Randers Fjord 2009-2015, der var gældende fra november 2014 frem til vedtagelsen af Vandområdeplan 2015-2021. Før disse planer var målsætninger og retningslinjer i Viborg Amts regionplan gældende og dermed administrationsgrundlaget for Viborg Kommunes miljøforbedrende tiltag i søerne og oplandet. Vandområdeplanens målsætninger og indsatsprogrammer er bindende for myndighederne og dermed også Viborg Kommune, der har ansvaret for at gennemføre en del af indsatsprogrammerne for de målsatte vandområder med de virkemidler, som staten anviser.

Vandområdeplanens målsætninger for danske søer er baseret på "EU-interkalibrede" kvalitetselementer for biologiske indikatorer for de enkelte søtyper. I Vandplan 2009-2015 blev der udelukkende anvendt klorofyl (udtryk for algemænden i vandet) som biologisk indikator for miljøtilstanden. I Vandområdeplan 2015-2021 er der anvendt flere biologiske indikatorer som krævet i EU's vandrammedirektiv. Det drejer sig om fisk, undervandsplanter og sammensætning af planteplankton. De vejledende krav til fosforkoncentrationen i søer er ændret, så denne i lavvandede søer med målsætningen god økologisk tilstand skal være 0,053 mg P/l som sommergennemsnit og i dybe søer som Viborg Nørresø 0,031 mg P/l. Det fremgår af Figur 3.1.1, at fosforkoncentrationen i Viborg Nørresø ca. 0,125 mg P/l ved de seneste undersøgelser i 2013 og 2015 og dermed væsentligt højere end 0,031 mg P/l. Årsagen er en kombination af en for stor tilførsel af fosfor fra oplandet og fosforfrigivelse fra sedimentet i selve Viborg Nørresø (Orbicon, 2016).



Figur 3.1.1: Sommergennemsnit af fosfor i Viborg Nørresø (over temperaturspringlaget) i perioden 1977-2015. Søjlerne viser den højeste og laveste koncentration i de enkelte måleår. Kilde: Danmarks Miljøportal.

Loldrup Sø, Viborg Nørresø og Viborg Søndersø er i Vandområdeplan 2015-2021 målsat "god økologisk tilstand", men da tilstanden samlet set er "moderat økologisk tilstand" i Loldrup Sø og Viborg Nørresø og "ringe økologisk tilstand" i Viborg Søndersø, er målsætningen ikke opfyldt i nogen af søerne.

Det bemærkes, at vurderingen af den økologiske tilstand i Viborg Nørresø kun er baseret på, at koncentrationen af klorofyl som sommergennemsnit er større end de 12 µg/l, som er den øvre grænseværdi for dybe søer. Ved de seneste undersøgelser i 2013 og 2015 var koncentrationen af klorofyl som sommergennemsnit henholdsvis 21 og 19 µg/l, hvilket ikke er langt fra målopfyldelse. De obligatoriske kvalitetselementer fisk, planteplankton og undervandsplanter er alle vurderet "ukendte" i Viborg Nørresø i Vandområdeplan 2015-2021.

I Loldrup Sø er den "moderate økologiske tilstand" baseret på en vurdering af planteplankton og undervandsplanter, og her anvendes klorofyl ikke som selvstændigt kvalitetselement.

Loldrup Sø, Viborg Nørresø og Viborg Søndersø er omfattet af undtagelsesbestemmelser i Vandområdeplan 2015-2021 i form af forlængelse af tidsfristen for målopfyldelse til efter 2021 på grund af kemisk og biologisk træghed i søernes respons på indsatsen i oplandet.

Rødding Sø har målsætningen "dårlig økologisk tilstand" svarende til den aktuelle tilstand. Den lave målsætning skyldes, at søen er etableret med henblik på tilbageholdelse af næringsstoffer til nedstrøms beliggende søer og til Randers Fjord. Der er ikke stillet krav om en særskilt fosforindsats, men da Rødding Sø har stor betydning for miljøtilstanden i Loldrup Sø og Viborg Nørresø, er det alligevel nødvendigt at inddrage muligheden for at reducere søens fosforkoncentration, så der ikke strømmer så meget fosfor med afløbsvandet videre til Loldrup sø.

Ud over målsætningen "god økologisk tilstand" skal søerne også opfylde målsætningen om en "god kemisk tilstand", hvor der stilles krav til forekomsten af miljøfarlige forurenende stoffer.

Et vandområde har god kemisk og økologisk tilstand for så vidt angår miljøfarlige stoffer, når de målte stoffekoncentrationer ikke overskrider de fastsatte miljøkvalitetskrav. Miljømålet i et vandområde er således opfyldt, når alle de målte stoffer overholder miljøkvalitetskravene. Omvendt vil et vandområde ikke opfylde miljømålet, hvis blot et af de målte miljøfarlige stoffer overskrider et fastsat miljøkvalitetskrav. I Vandområdeplan 2015-2021 er den økologiske tilstand med hensyn til miljøfarlige stoffer og den kemiske tilstand i Viborg Nørresø og Viborg Søndersø vurderet "ukendt", fordi der ikke foreligger målinger i vand af de oplistede stoffer for søer eller kviksvand i fisk.

For en nærmere gennemgang af de enkelte søer og deres miljøtilstand og udvikling henvises til Orbicon (2016).

Tabel 3.1.1: Målsætning og tilstand i Viborg Nørresø, Viborg Søndersø, Loldrup Sø og Rødding Sø.

	Viborg Nørresø	Viborg Søndersø	Loldrup Sø	Rødding Sø
Areal, ha	120,4	145,3	38,9	21,2
Søtype	10 (dyb alkalisk ikke brunvandet sø)	9 (lavvandet alkalisk ikke brunvandet sø)	9 (lavvandet alkalisk ikke brunvandet sø)	9 (lavvandet alkalisk ikke brunvandet sø)
Målsætning	God økologisk og god kemisk tilstand	God økologisk og god kemisk tilstand	God økologisk og god kemisk tilstand	Dårlig økologisk tilstand og god kemisk tilstand (VMP II sø)
Økologisk tilstand - klorofyl	Moderat	Ring	Anvendes ikke	Dårlig
Økologisk tilstand - planteplankton	Ukendt	Ukendt	Moderat	Ukendt
Økologisk tilstand - fisk	Ukendt	Ukendt	Ukendt	Ukendt
Økologisk tilstand - undervandsplanter	Ukendt	Ukendt	Moderat	Ukendt
Økologisk tilstand - miljøfarlige stoffer	Ukendt	Ukendt	Ukendt	Ukendt
Kemisk tilstand	Ukendt	Ukendt	Ukendt	Ukendt
Samlet tilstand	Moderat	Ring	Moderat	Dårlig
Målsætning opfyldt?	Nej	Nej	Nej	Ja
Krav til fosforkoncentration i sø (sommermiddel) mg P/l	0,031	0,053	0,053	-

3.1. Indsatsbehov

I Loldrup Sø og Viborg Nørresø skal der ifølge Vandområdeplan 2015-2021 ske en yderligere indsats for at reducere tilførslen af fosfor til søerne. Det skyldes, at fosfor vurderes at være det næringsstof i søer, som har størst betydning for regulering af produktionen af planteplankton (alger) og dermed vandets klarhed og betingelser for et alsidigt dyre- og planteliv, der kun i ringe grad må afvige fra det naturgivne (referencetilstanden).

I Vandområdeplan 2015-2021 har SVANA opgjort den nuværende tilførsel af fosfor, forventet tilførsel i 2021 (baseline 2021 med allerede planlagte tiltag), målbelastning (den modelberegnete tilførsel af fosfor fra oplandet, der vil medføre god økologisk tilstand) og indsatsbehovet (baseline 2021 fratrukket målbelastningen). Indsatsbehovet i Vandområdeplan 2015-2021 inkluderer også tiltag i oplandet til opstrøms søer.

3.1.1 Viborg Nørresø

Det ses af Tabel 3.1.2, at den nuværende tilførsel af fosfor til Viborg Nørresø er 1.661 kg P/år baseret på data fra perioden 2010-2014 i Vandområdeplan 2015-2021. Heraf kommer 167 kg P/år fra regnbetingede udledninger, og resten stammer fra det åbne land (landbrug, naturbidrag og spredt bebyggelse).

Tilførslen af fosfor i baseline 2021 (allerede planlagte tiltag frem til 2021) er ligeledes 1.661 kg P/år. Med en årlig vandtilførsel på 15,5 mio. m³/år svarer det til en vandføringsvægtet indløbskoncentration af fosfor på 0,107 mg P/l.

Målbelastningen for fosfor er 869 kg P/år, hvilket giver et samlet indsatsbehov på 793 kg P/år ved målopfyldelse, svarende til, at søen med tiden opnår et sommergennemsnit på 0,031 mg P/l.

Indsatskravet for fosfor skal nås gennem tiltag over for den diffuse tilførsel fra oplandet ved etablering af fosforvandområder. Der er ikke stillet krav om yderligere rensning af spildevand fra renseanlæg, regnbetingede udledninger eller spredt bebyggelse

Tabel 3.1.2: Indsatsbehov for tilførsel af fosfor til Viborg Nørresø i Vandområdeplan 2015-2021.

	Vandtilførsel, mio m ³ /år	Status, kg P/år	Baseline, kg P/år	Målbelastning, kg P/år	Indsatsbehov, kg P/år*
Vandområdeplan 2015-2021 (SVANA, 2016)	15,5	1.661	1.661 (i 2021)	869	793

* Inklusiv effekt af indsats i opstrøms liggende søer.

Orbicon har tidligere beregnet en noget lavere tilførsel af fosfor på 1.219 kg P/år, en målbelastning på 769 kg P/år og et samlet indsatsbehov på 450 kg P/år (Orbicon, 2016). Orbicons beregning af tilførslen af fosfor til Viborg Nørresø er baseret på Viborg Kommunes målinger af fosfor og kvælstof i Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø i en ubrudt måleserie fra 2009-2014.

I juni 2017 har Miljøstyrelsen ved en gennemgang af metoder og data opdaget, at laboratoriet ALS Denmark A/S, som både anvendes af Miljøstyrelsen (fra 2016) og Viborg Kommune, har brugt en forkert og utilstrækkelig metode til bestemmelse af indhold i vandprøver for både total-P og total-N.

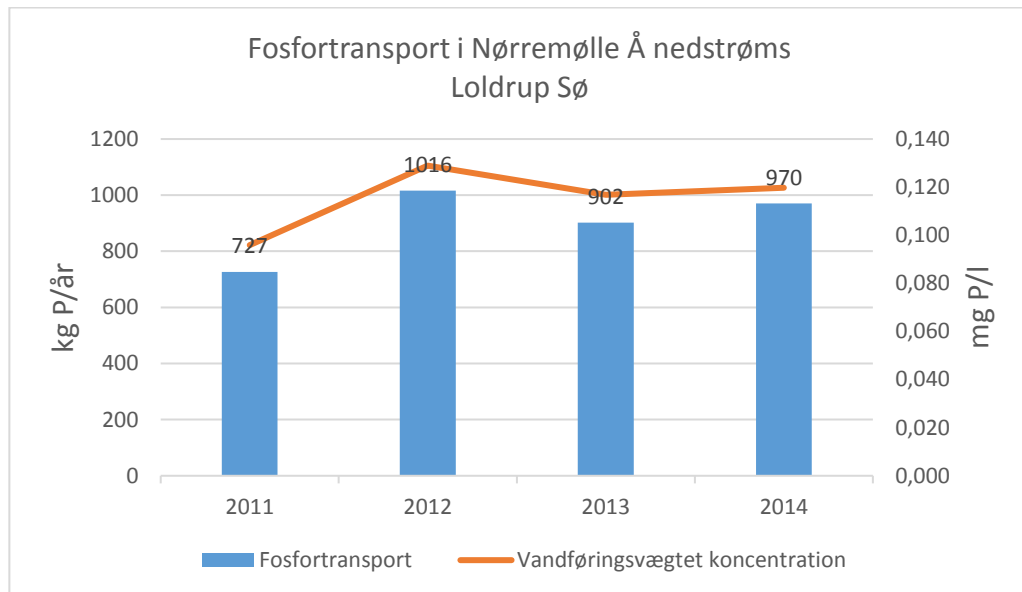
Niels-Kristian Terkildsen fra ALS har til Viborg Kommune oplyst, at laboratoriet startede på de fejlbehæftede analysemetoder i 2008, og at der også er en vis sandsynlighed for, at laboratoriet AnalyTech, som kommunen tidligere har benyttet, har anvendt samme analysemetoder. Viborg Kommune har siden 2011 anvendt ydelser fra først MILANA, der blev opkøbt af ALS, og siden ALS. ALS har testet over 100 søer og vandløb, og det viser sig, at fejlene er forholdsvis systematiske:

- For total fosfor er der målt ca. 30% for lavt.
- For total kvælstof er der målt 0,3 mg/l for lavt under 3,0 mg/l og ca. 3% for lavt over 3 mg/l

Data i Vandområdeplan 2015-2021 er baseret på vandkemiske data, der ikke stammer fra fejlbehæftede analyser og vurderes at være valide fra laboratoriets side.

For Viborg Kommunes egne data i Nørremølle Å betyder fejlen, at Orbicons beregnede tilførsel af fosfor til Viborg Nørresø fra 2016 (Orbicon, 2016) er ca. 30 % for lav for perioden 2011-2014. Da fejlen vurderes at være relativt systematisk for denne periode, er Orbicons beregning af tilførslen af fosfor korrigeret for denne fejl. Data fra før 2011 er udeladt, da der er for stor usikkerhed om analysemetoderne og eventuelle fejl.

Figur 3.1.2 viser den årlige korrigerede fosfortransport i måleperioden 2011-2014 og den vandføringsvægtede fosforkoncentration som årsgennemsnit i hvert måleår ved målestationen i Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø.



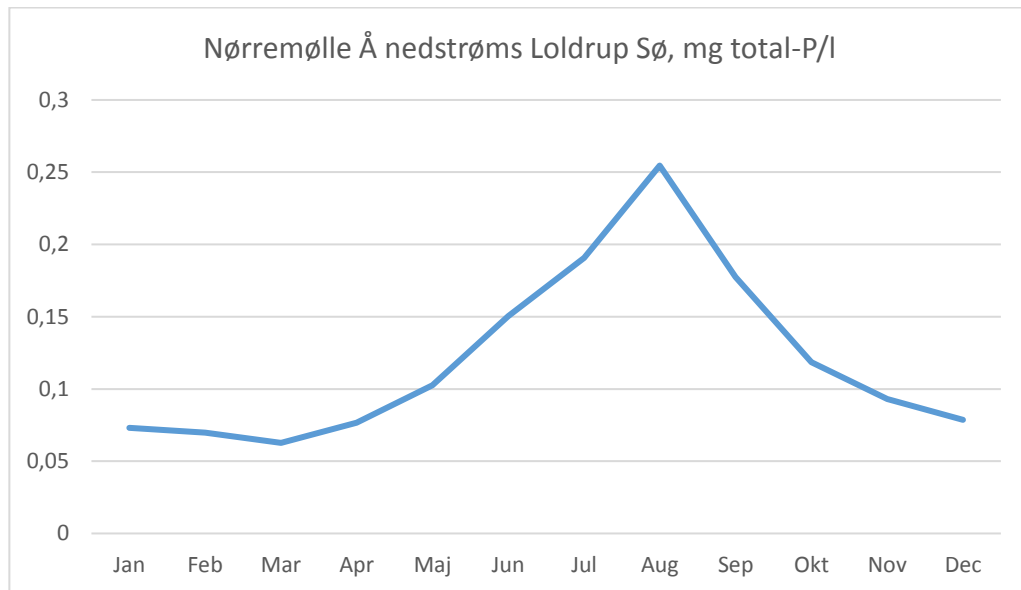
Figur 3.1.2: Årlig fosfortransport og vandføringsvægtet fosforkoncentration i Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø (st. 18.525) (korrigeret for analysefejl af total-P).

Med de korrigerede tal for de seneste 6 måleår fås en fosfortransport på ca. 900 kg P/år (gennemsnit 2011-2014) og en vandtransport i samme periode på 7,8 mio. m³/år ved stationen i Nørremølle Å. Det giver et vandføringsvægtet gennemsnit for fosfor på 0,115 mg P/l. Denne koncentration er anvendt for det øvrige afstrømningsopland til Viborg Nørresø og i det indsvivende grundvand til søen i beregningen af den samlede tilførsel af fosfor til Viborg Nørresø. Hertil kommer den direkte spildevandstilførsel og deposition af fosfor på søoverfladen og data for fosforfjernelse i vådområdet Nørremølle Enge.

Med Orbicons opdaterede beregning fås en samlet tilførsel af fosfor på ca. 1.700 kg P/år og en vandføringsvægtet indløbskoncentration på 0,117 mg P/l, hvilket ligger meget tæt på opgørelsen i Vandområdeplan 2015-2021. Vandtilførslen til Viborg Nørresø er med 14,6 mio. m³/år i Orbicons beregninger lidt lavere end i statens opgørelse. Det skyldes især, at der er anvendt forskellige afstrømningsperioder i de to opgørelser.

Loldrup Sø har stor indflydelse på koncentrationen af fosfor i Nørremølle Å nedstrøms søen, og det er derfor relevant at se på årstidsvariationen af fosfor i søens afløb.

Figur 3.1.3 viser den gennemsnitlige vandføringsvægtede koncentration af fosfor i Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø (station 18.525) som månedsgennemsnit for perioden 2011-2014 (korrigeret med 30 %). Heraf fremgår det, at koncentrationerne af fosfor er højest i sommermånederne, hvilket skyldes fosforfrigivelse fra sedimentet i Loldrup Sø. Uden denne fosforfrigivelse ville fosforkoncentrationen i Nørremølle Å formentlig være 0,082 mg P/l i stedet for de nuværende 0,121 mg P/l som årsgennemsnit.



Figur 3.1.3: Vandføringsvægtet fosforkoncentration i Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø (station 18.525) (korrigeret for analysefejl af total-P).

Foruden tilførslen af fosfor til Viborg Nørresø fra omgivelserne sker der tillige en frigivelse af fosfor fra sedimentet i Viborg Nørresø i sommerhalvåret. Det øger koncentrationen af fosfor i søvandet yderligere og dermed også produktion af planteplankton (alger), så miljømålsætningen ikke kan opfyldes. En nærmere vurdering af den mobile fosforpulje i sedimentet i Viborg Nørresø fremgår af afsnit 6.2.2.

3.1.2 Loldrup Sø

Det ses af Tabel 3.1.3, at den nuværende tilførsel af fosfor til Loldrup Sø er 929 kg P/år i Vandområdeplan 2015-2021. Heraf kommer 10,4 kg P/år fra regnbetingede udløbninger og resten fra det åbne land (landbrug, naturbidrag og spredt bebyggelse).

Tilførslen i baseline 2021 (allerede planlagte tiltag frem til 2021) er ligeledes 929 kg P/år.

Målbekastningen for fosfor er 324 kg P/år, hvilket giver et samlet indsatsbehov på 605 kg P/år ved målupfyldelse. Målbekastningen svarer til en vandføringsvægtet indløbskoncentration af fosfor på 0,056 mg P/l, hvilket er tæt på naturbidraget.

Den nuværende tilførsel af fosfor er væsentlig større i Vandområdeplan 2015-2021 end i Vandplan 2009-2015. Det har ikke været muligt at finde en forklaring på den store forskel, men den vandføringsvægtede indløbskoncentration er beregnet til 0,161 mg P/l i Vandområdeplan 2015-2021, hvilket er meget højt. Den høje værdi kan skyldes, at staten har anvendt de høje fosforkoncentrationer i Rødding Sø om sommeren

som udgangspunkt for indløbet til Loldrup Sø. Ved prøvetagninger i Nørremølle Å nedstrøms Rødding Sø samt i Loldrup Sø's andet betydende indløb Stigsbæk i foråret 2017 er der ikke fundet så høje koncentrationer af fosfor som i Vandområdeplan 2015-2021.

Tabel 3.1.3: Indsatsbehov for tilførsel af fosfor til Loldrup Sø i Vandplan 2009-2015 og Vandområdeplan 2015-2021.

	Vandtilførsel, mio. m ³ /år	Status, kg P/år	Baseline, kg P/år	Målbeklastning, kg P/år	Indsatsbehov, kg P/år
Vandområdeplan 2015-2021 (SVANA, 2016)	5,79	929	929 (i 2021)	324	605

3.1.3 Rødding Sø

Tilførslen af fosfor (nuværende og baseline 2021) til Rødding Sø har staten beregnet til 197,1 kg P/år svarende til en vandføringsvægtet indløbskoncentration på 0,169 mg P/l, Tabel 3.1.4. Heraf kommer 14,3 kg P/år fra regnbetingede udledninger og resten fra det åbne land (landbrug, naturbidrag og spredt bebyggelse).

Med den nuværende tilførsel af fosfor har staten beregnet en søkoncentration af fosfor på 0,201 mg P/l som sommergennemsnit. Til sammenligning kræver en "god økologisk tilstand" for lavvandede søer maksimalt 0,053 mg P/l som sommergennemsnit.

Som tidligere nævnt er der ikke fastsat en målbeklastning og et indsatsbehov for Rødding Sø. Tilførslen fra regnbetingede udledninger afviger kun med 2 kg P/år fra Viborg Kommunes oplysninger (12 kg P/år), mens fosfortilførslen fra det åbne land formentlig er overvurderet. Målinger i det største tilløb fra dyrkede arealer øst for Rødding Sø (station 18) viser således koncentrationer af fosfor på 0,036 og 0,09 mg P/l, se afsnit 4.2, hvilket er væsentligt lavere end 0,169 mg P/l. Rødding Sø påvirker tilstanden i Loldrup Sø, og derfor er det et problem, at der i Vandområdeplan 2015-2021 ikke er planlagt en fosforindsats i oplandet til søen og/eller en indsats i selve søen i form af sørestauration, der kan forbedre tilstanden i Rødding Sø.

Orbicon har modelberegnet en målbeklastning på 64 kg P/år, hvis Rødding Sø med statens beregnede vandtilførsel skal opnå en koncentration af fosfor på 0,053 mg P/l som sommergennemsnit. Indsatsbehovet vil afhænge af, hvor stor den reelle tilførsel til Rødding Sø er. Det kan skønnes ved at anvende gennemsnittet på 0,112 mg P/l af målinger af fosforindhold i dræn og grøfter fra screeningen for fosforkilder på 16 undersøgte stationer i oplandet til Viborg Nørresø. Ved at multiplicere 0,112 mg P/l med

vandtilførslen til søen fås en tilførsel af fosfor på 130 kg P/år. Hertil lægges et bidrag fra regnbetingede udledninger på 14 kg P/år. Det giver en aktuel tilførsel på 144 kg P/år og dermed et indsatsbehov på 80 kg P/år. Det skal nævnes, at denne opgørelse er behæftet med stor usikkerhed, da der er meget få data til rådighed.

Tabel 3.1.4: Indsatsbehov for tilførsel af fosfor til Rødding Sø.

	Vandtilførsel, mio. m ³ /år	Status, kg P/år	Baseline, kg P/år	Målbekastning, kg P/år	Indsatsbehov, kg P/år
Vandområdeplan 2015-2021 (SVANA, 2016)	1,16	197,1	197,1	64*	-

*: Beregnet af Orbicon på baggrund af sømodeller med en målsat koncentration af fosfor på 0,053 mg P/l som sommergennemsnit.



Foto: Rødding Sø.

4. FOSFOR FRA DET ÅBNE LAND STATUS

Hovedparten af tilførslen af fosfor til Viborg Nørresø kommer i dag fra det åbne land, hovedsagelig fra landbrugsarealer (udvaskning og erosion fra marker), aflastning af tidligere årtiers ophobet fosfor i sedimentet i Rødding Sø og Loldrup Sø, spildevand (regnbetingede udledninger fra Rødding by og spredt bebyggelse) samt et naturgivent bidrag.

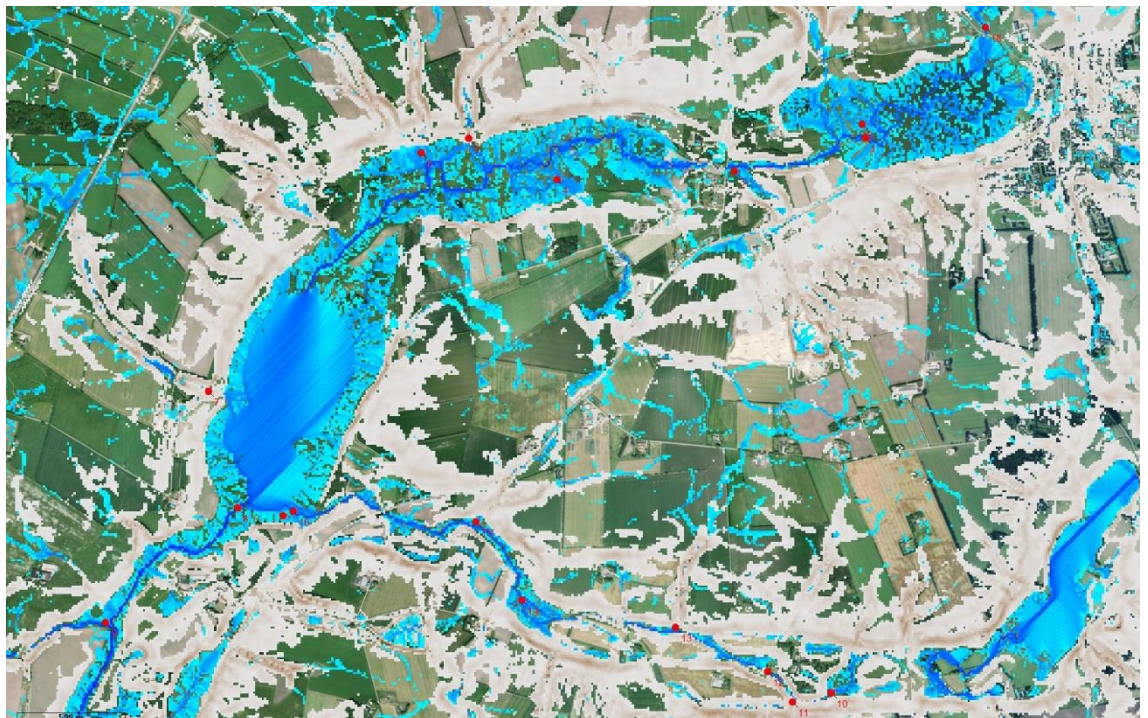
En væsentlig kilde til fosfortab fra landbrugsarealer er markdræn, og derfor har det været aktuelt at fremskaffe drænplaner i oplandet fra Orbicons drænarkiv. Figur 4.1.1 viser således de kendte drænplaner fra oplandet. De drænedede områder var mest udbredte på de arealer, hvor Rødding Sø i dag er genskabt, i lavbundsarealet mellem Rødding Sø og Loldrup Sø, nedstrøms Loldrup Sø ved Mikkelsbæks udløb i Nørremølle Å og omkring Nørremølle Å. I Stigsbæk er der stort set ingen drænplaner bortset fra et lavt liggende område langs vandløbet umiddelbart opstrøms Loldrup Sø. De relativt få dræn skyldes, at landbrugsarealerne mange steder ligger på sandede jorde og dermed har en god naturlig afvandingsevne fra de højtliggende agre. Orbicons drænarkiv er dog ikke komplet, og der kan findes andre dræn i området samt en del grøfter, som samler vandet i afstrømningen til vandløbene. Opsporingen af dræn og grøfter er i stedet baseret på FOT vandløbslaget, en terrænanalyse, feltbesigtigelser og opsporing af udløb og terrænforhold ved en droneoverflyvning af Stigsbæk og Nørremølle Å.



Figur 4.1.1: Drænplaner langs Stigsbæk og Nørremølle Å.

4.1.1 Terrænanalyse

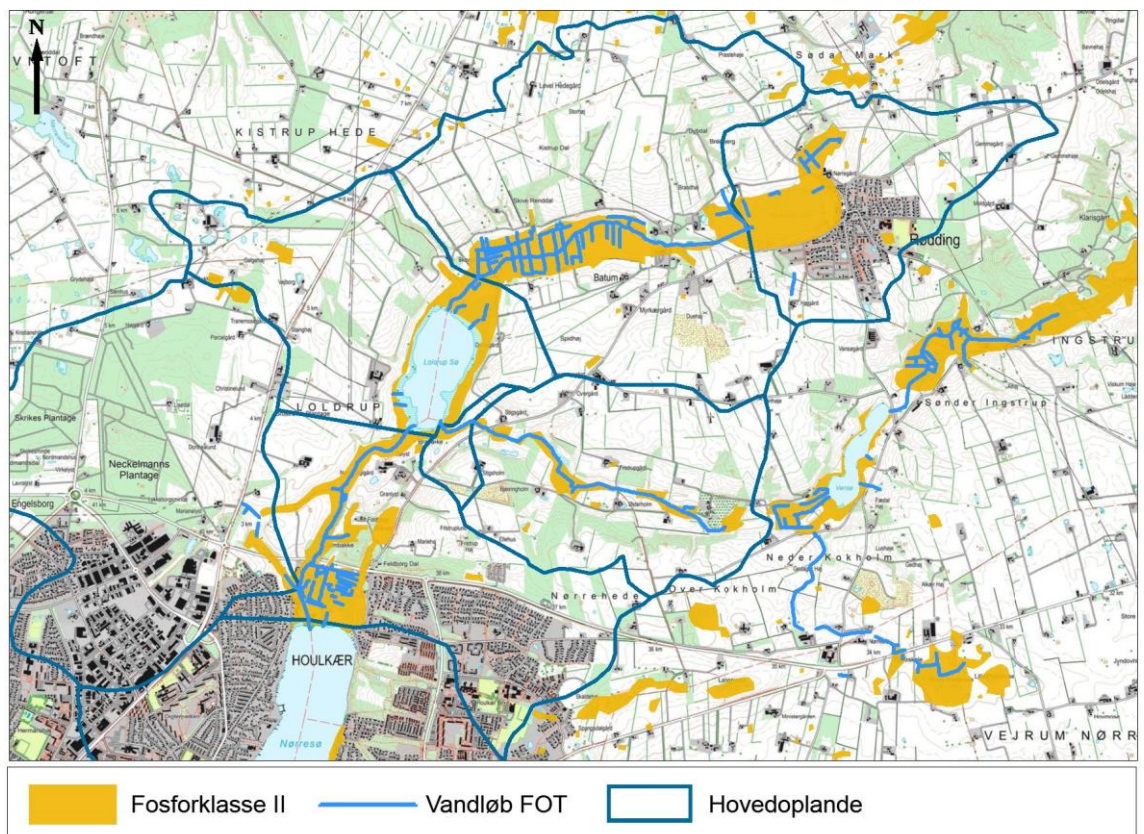
For at identificere de mulige kilder til fosforudledning til Viborg Nørresø, er der gennemført en terrænanalyse på højdemodellen. Den anvendte højdemodel er den nyeste højdemodel "DHM-2007/Terræn (10 m grid)" hentet ned fra geodatastyrelsens hjemmeside d. 20. marts 2017. Årsagen til valget af 2007-højdemodellen for analysen er, at den allerede er præfabrikeret. Der anvendes et 10-m grid fremfor et højopløst grid til terrænanalyser, da det er landskabets og ikke den enkelte celledes terrænmæssige og hydrauliske egenskaber, der er relevante for undersøgelse. Havde man anvendt den nye højdemodel ville den skulle "resamples" til et 10 m grid for at terrænanalysen ville give et meningsfuldt resultat. Denne ekstra arbejdsgang ville ikke have bidraget til et bedre anderledes resultat og blev derfor fravalgt. Terrænanalysen blev gennemført som en compoundanalyse i programmet SAGA GIS 2.1.2, hvorved landskabets strømningsveje er blevet kortlagt sammen med temaer over terrænhældning, LS-faktor og TWI-indeks. LS-faktoren er produktet af landskabets længde (Length) af kontinuerligt faldende terræn gange stejlheden (Steepness) af faldet. Jo større LS-værdi desto større risiko for erosion og/eller materialetransport. TWI er Topographic Wetness Index, hvor det beregnes hvor disponeret terrænet er for at opretholde fugtighed. TWI beregnes ud fra grundformelen $TWI = \ln(a/\tan(b))$, hvor a er størrelsen på det topografiske opland og b er den lokale hældning på terræncellen. Jo større opland og jo lavere lokal hældning, desto mere vand vil der opbevares i den pågældende celle. Terrænanalysen på højdemodellen er foretaget indenfor det relevante topografiske opland (oplandet til Viborg Nørresø i Nørremølle Å systemet). Strømningsveje og terrænhældninger fremgår af Figur 4.1.2.



Figur 4.1.2: Strømningsveje (blå) og terrænhældninger (grå) langs Stigsbæk og Nørremølle Å med 18 målestationer.

Strømningsvejene er anvendt til en vurdering af, hvorfra fosfor via dræn, grøfter og små sidevandløb udvaskes til Stigsbæk og Nørremølle Å og herfra videre til Viborg Nørresø. Terrænhældninger indikerer, hvor der kan være erosion af overfladejord og dermed risiko for et tab af fosfor til vandløbene fra især dyrkede arealer langs vandløbene. Risikoen for erosionsbetingede fosfortilførsler til vandløbene afhænger dog af mange faktorer såsom jordtype, nedbør, fosforindholdet i jorden og ikke mindst bredden af dyrkningsfrie bræmmer langs vandløbene. Også risikoen for brinkerosion på baggrund af de fysiske forhold i vandløbet er vurderet.

Analysen af fosforklasser i oplandet har også indgået som en del af den efterfølgende GIS-analyse. Fosforklassen er II på hovedparten af strækningerne langs Stigsbæk og Nørremølle Å, Figur 4.1.3. Fosforklasse II bruges på drænede lavbundsarealer udenfor okkerklasse 1, som ligger inden for fosforkortets opland.



Figur 4.1.3. Fosforklasser i jorden langs Stigsbæk og Nørremølle Å.

På baggrund af terrænanalysen er landbrugsarealerne ranglistet efter risikoen for tab af fosfor til vandløb og søer.

18 målepunkter blev udvalgt fra terrænanalysen udpeget til 1. målerunde af vandprøver fra dræn, grøfter og små vandløb. Resultatet af denne samt observationer i feltet gjorde,

at antallet af mulige lokaliteter for en målrettet fosforfjernelse kunne indsnævres yderligere.

Sammen med Viborg Kommune er der herefter udvalgt et antal lokaliteter, der på baggrund af analyseresultaterne i kombination med en droneoverflyvning og kommunens lokalkendskab, vurderedes at være de mest egnede til etablering af indsatser over landbrugsbetinget tab af fosfor. Indsatserne kan være etablering af minivådområder, udtagning af landbrugsjord og vådområder på lavbundsjord. På baggrund af droneoverflyvningen blev det vurderet, at oplandet ikke er præget af erosionsbetinget fosfortab, idet der er brede dyrkningsfrie bræmmer og naturarealer langs hovedparten af vandløbsstrækningerne. Desuden er vandløbene mange steder beskyttet mod brinkerosion som følge af en betydelig vækst af rødde, pil m.m. langs vandløbet, der stabiliserer vandløbsbrinken.

4.1.2 Karakteristiske afstrømninger i vandløb

Orbicon har foretaget en analyse af afstrømningsdata i Nørremølle Å og Stigsbæk og beregnet karakteristiske afstrømninger for vandløbsoplandene i Nørremølle Å systemet. Årsmiddel afstrømningen er herefter anvendt til at vurdere afstrømningen fra de deloplande, som er knyttet til de målestationer langs vandløbene, hvor der er relativt høje koncentrationer af fosfor og dermed indsatsmuligheder. Desuden er data anvendt til screeningen for et muligt vådområde på lavbundslande mellem Rødding Sø og Loldrup Sø. De karakteristiske afstrømninger for hovedvandløbene fremgår af Tabel 4.2.1.

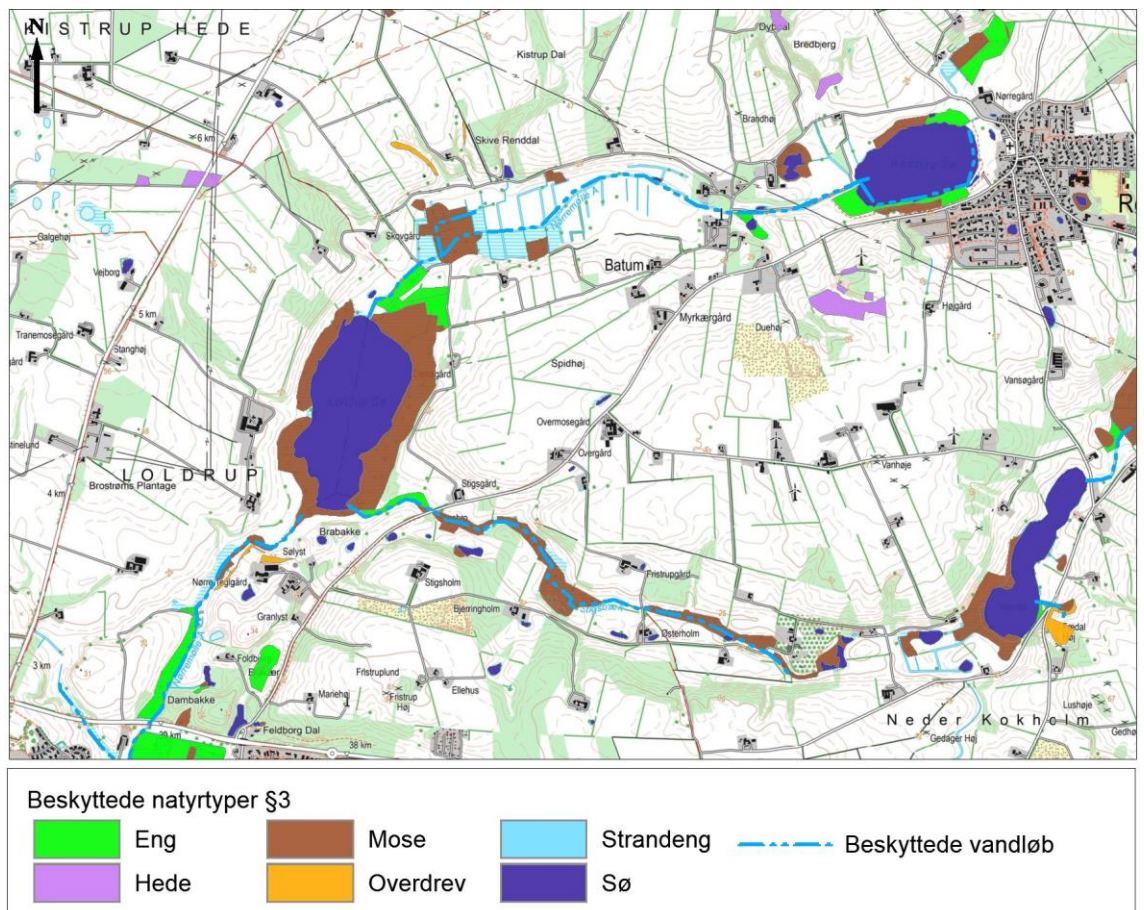
Tabel 4.2.1: Oplande og karakteristiske afstrømninger i Stigsbæk og Nørremølle Å.

Vandløb		Opland, km ²	Sommer- middel	Vinter- middel	Årsmid- del	Sommer med. maks.	Vinter med. maks.
Stigsbæk. 21.90	l/s	3,75	43,3	50,9	47,7	71,8	102,1
	l/s/km ²		11,6	13,6	12,7	19,2	27,2
Nørremølle ns. Loldrup Sø. 210110	l/s	19,52	217,8	265,9	245,9	303,9	387,3
	l/s/km ²		11,2	13,6	12,6	15,6	19,8
Nørremølle Å ops. Loldrup Sø. 210113	l/s	10,89	103,5	124,3	115,6	158,2	246,9
	l/s/km ²		9,5	11,4	10,6	14,5	22,7

4.2. Opsporing af fosforkilder

4.2.1 Droneoptagelser og arealanvendelse

Første del af undersøgelsen efter terrænanalysen blev foretaget som en overflyvning med en drone påmonteret et termisk kamera og et almindeligt kamera. Droneoverflyvningen blev anvendt til at detektere dræn- og spildevandsudløb, når disse har en anden temperatur end vandløbsrecipienten og udledes i betydende mængder. På grund af næsten ens temperaturer mellem drænvand og vandløbsvand var det vanskeligt at kvantificere udløbene, men de kunne dog identificeres de fleste steder. Undersøgelsen viste ikke flere eller andre betydende tilløb end dem, der blev identificeret ved terrænanalysen og det efterfølgende feltarbejde med prøvetagning.



Figur 4.2.1: Beskyttede natyrtyper langs Stigsbæk og Nørremølle Å.

Droneoverflyvningen viser, at Stigsbæk ligger i en miniådal med en bred udyrket bræmme, der typisk er 20 meter på hver side af vandløbet (visse steder over 50 meter) uden tegn på erosion fra de omkringliggende marker. Langs vandløbet er der flere steder starump med diffust udsivende overfladevand og grundvand. Bræmmerne er på hovedparten af strækningen omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3 (eng og især

mose) og ligger urørt hen bortset fra enkelte steder med græsning og/eller høslæt, Figur 4.2.1.

Stigsbæk har et naturligt forløb på visse strækninger mens andre strækninger er delvist eller helt regulerede. Langs vandløbet og på vandløbsbrinkerne er der betydelig opvækst af rødel og pil de fleste steder, hvilket begrænser brinkerosion og dermed tab af fosfor.



Foto: Droneoverflyvning ved opstrøms ende af Stigsbæk set mod vest.



Foto: Droneoverflyvning ved midterste del af Stigsbæk set mod vest. I baggrunden ses store beskyttede mosearealer omkring vandløbet.

Droneoverflyvningen fra Rødding Sø til Loldrup Sø viser en noget anden geografi. På den øverste strækning af Nørremølle Å umiddelbart nedstrøms Rødding Sø er terrænet kuperet og minder om Stigsbæk med relativt brede dyrkningsfrie bræmmer op mod de dyrkede arealer, men mellem Rødding Sø og Loldrup Sø findes et stort lavtliggende terræn, som muligvis er gammel søbund. Her er der tale om en strækning med landbrugsarealer på tørvejord, der er afvandet ved grøfter og dræn. Mange steder er der kun en smal dyrkningsfri bræmme ud mod Nørremølle Å, der er reguleret og ligger dybt nedskåret i terrænet af hensyn til afvandingen af området. De vandløbsnære arealer ser ud til at blive anvendt til høslæt og græsning, mens jorde i omdrift ligger lidt højere i terrænet.



Foto: Droneoverflyvning ved opstrøms ende af Nørremølle Å (umiddelbart nedstrøms Rødding Sø) set mod syd.



Foto: Droneoverflyvning ved midterste del af Nørremølle Å mellem Rødding Sø og Loldrup Sø.

På den nederste strækning af Nørremølle Å ned mod Loldrup Sø fremstår vandløbet stadig reguleret, men er her omgivet af brede dyrkningsfrie bræmmer med naturlig vegetation og arealer omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3 i form af eng og mose.



Foto: Droneoverflyvning ved nedstrøms del af Nørremølle Å mellem Rødding Sø og Loldrup Sø med Loldrup Sø i baggrunden.

Mellem Loldrup Sø og Viborg Nørresø er terrænet meget lig Stigsbæk med dyrkede arealer, der skråner ned til en bred bræmme af eng og mose omkring Nørremølle Å, som er mindre reguleret end opstrøms Loldrup Sø. Langs vandløbet er der bevoksninger af rødel og pil, som visse steder er omgivet af § 3 eng.



Foto: Droneoverflyvning ved midterste del af Nørremølle Å mellem Loldrup Sø og Viborg Nørresø med Viborg i baggrunden.

4.2.1 Feltbesigtigelser og prøvetagning

Vandløbsstrækninger langs Stigsbæk og Nørremølle Å blev gennemgået til fods, og der blev foretaget en yderligere screening for betydende drænudløb, rørudløb med spildevand m.m. Ved hvert betydende udløb blev der foretaget en visuel bedømmelse af rørudløbene, opmåling af rørdimension, fotodokumentation, skøn af vandføring og udtaget en vandprøve til analyse af total-N, total-P, ortho-P, ammonium samt BI_5 . Måleresultater og feltoplysninger fremgår af Bilag 1. De vandkemiske analyser er udført af laboratoriet Eurofins, som har anvendt de korrekte metoder til analyse af kvælstof og fosfor på ferskvandsprøver.

Alle målepunkter og dokumentations-fotos af udløbspunkter blev GPS kodet, så de kan indlægges på kort efterfølgende. Efter denne første screening af 17 prøvetagningsstationer (station 7 udgik, da der ikke var vand) blev der frasorteret 6 stationer til videre analyser, da der enten ikke var målbar eller koncentreret vandføring og/eller fosforkoncentrationerne var for lave ($< 0,10 \text{ mg P/l}$) til en egentlig indsats. Der blev med ca. 14 dages mellemrum udtaget yderligere prøver, og prøvefordelingen kan opdeles som vist i Tabel 4.2.1.

Tabel 4.2.1: Stationer som indgår i hver af de 3 målerunder.

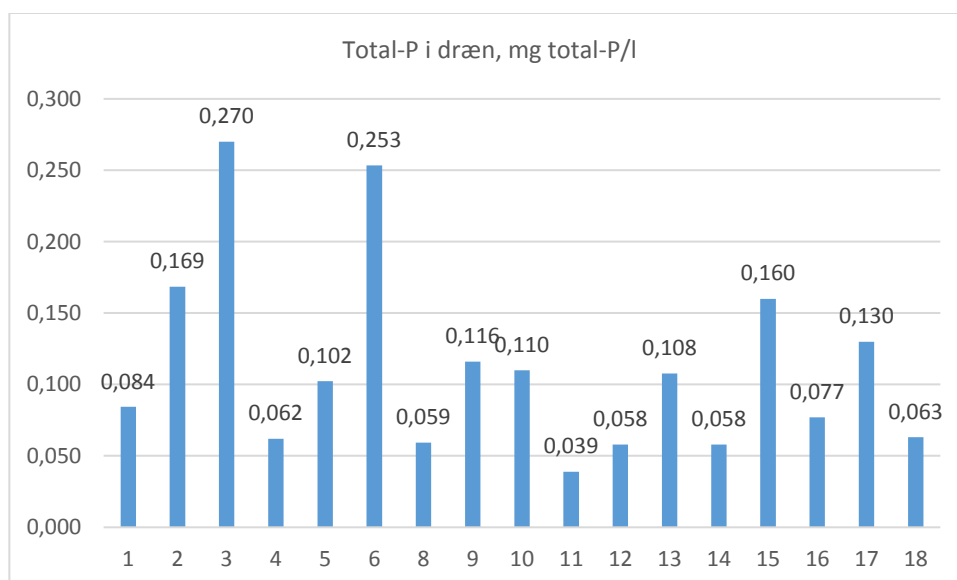
	Dags	Stationsnumre
1. prøverunde	23-03-2017	1,2,3,4,5,6,8,9,10,11,12,13,14,15,16
2. prøverunde	27-04-2017	1,3,5,6,8,11,13,16,17,18
3. prøverunde	09-05-2017	1,2,3,5,6,8,9,13,16,17,18

Prøver fra 2. og 3. prøverunde blev analyseret for total-N, total-P og ortho-P. Station nr. 1 er placeret i Nørremølle Å i afløbet fra Rødding Sø, mens station nr. 8 er placeret i Nørremølle Å i afløbet fra Loldrup Sø. Disse stationer blev taget med for at indikere fosforniveauet i søerne. Placeringen af de 17 stationer og antal udtagede prøver pr. station fremgår af Figur 4.2.2.

Resultatet af undersøgelsen for fosfor kan ses på Figur 4.2.3, som viser den gennemsnitlige koncentration af total-P fra prøverunderne.



Figur 4.2.2: Prøvetagningslokaliteter langs Stigsbæk og Nørremølle Å. Farven indikerer antal analyser ved hver station.

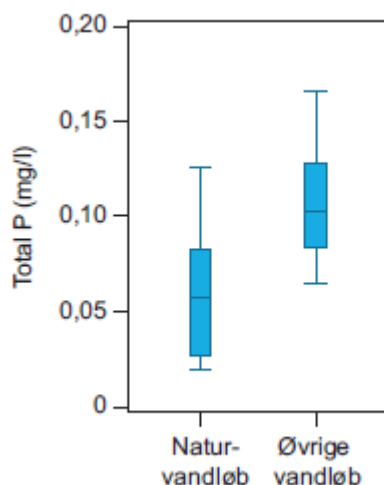


Figur 4.2.3: Gennemsnitlig koncentration af total-P i dræn, grøfter og vandløb (1-3 prøver pr. station).

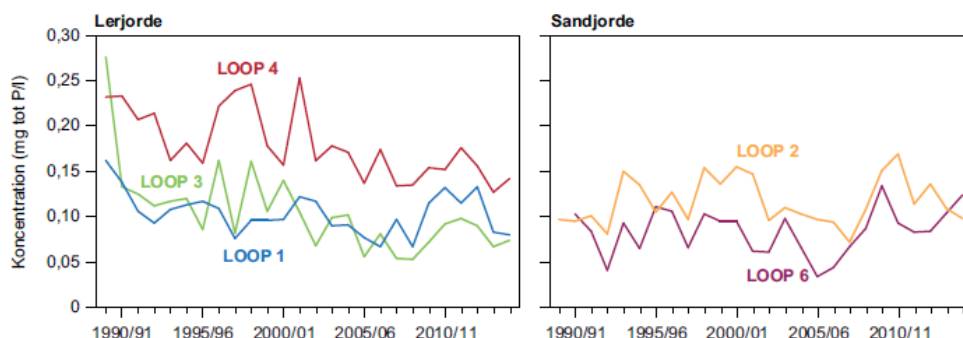
Det fremgår, at mange af stationerne havde koncentrationer omkring 0,10 mg P/l svarende til medianen for danske vandløb, men flere stationer havde koncentrationer omkring 0,05 mg P/l, hvilket er tæt på naturbidraget, jf. Figur 4.2.4 (Thodsen m.fl., 2016). Det bemærkes, at afløbsprøverne (station 1 og 8) fra Rødding Sø og Loldrup Sø lå pænt under 0,10 mg P/l i alle tre prøver.

Mange års undersøgelse af de såkaldte LOOP oplande har vist, at fosforkoncentrationer i dræn generelt er høje med koncentrationer af total P i 2010/11 – 2014/15 på 0,142 mg P/l i gennemsnit af forskellige jordtyper og med ca. 0,111 mg P/l som gennemsnit på landbrugsarealer med sandjord (Blicher-Mathiesen m.fl., 2015). Gennemsnittet for alle 18 stationer i denne undersøgelse er 0,112 mg P/l, der således ligger meget tæt på gennemsnittet.

Det skal dog her nævnes, at undersøgelser har vist, at stikprøver fra dræn ofte fører til en underestimering af fosforkoncentrationen, idet fosfor ofte afstrømmer via dræn i pulse ved enkelte store afstrømningshændelser. Desuden er der betydelig usikkerhed på gennemsnittet i denne prøvetagning, da det ikke indenfor projektets tidsplan var muligt at udtage mere end 3 prøver med 14 dages mellemrum i april-maj 2017. Endelig er der en generel naturlig år til år variation i vandløbene på grund af variationer i bl.a. nedbør og temperatur, Figur 4.2.5.



Figur 4.2.4: Koncentrationen af total fosfor i vandløb i 2015. Vandføringsvægtede årsmiddelværdier. Box-whisker diagrammet angiver 10, 25, 50, 75 og 90 percentiler. (Efter Thodsen m.fl., 2016).



Figur 4.2.5: Vandføringsvægtet koncentration af total fosfor i de fem landovervågningsvandløb i perioden 1989/90-2014/15.

Syv stationer (2, 3, 5, 6, 9, 15 og 17) lå højt med koncentrationer på 0,10 – 0,27 mg P/l som gennemsnit. Station 15 var dog målt i selve Stigsbæk udfør et diffust udløb (blandingsprøve af drænvand og vandløbsvand), og det har ikke været muligt at identificere et dræn eller rørudløb. I den efterfølgende analyse af vandføringer m.m. blev det besluttet at arbejde videre med tiltag overfor fosfor i de øvrige 6 tilløb

I undersøgelsen blev der ikke fundet tegn på udløb af spildevand (lugt, toiletpapir, lammehaler eller andre tydelige tegn) på stationerne. Det afspejler sig i et moderat indhold af BI_5 på ca. 1,5 mg/l som gennemsnit for 16 stationer, med det højeste indhold på 3,9 mg/l på station 10. Koncentrationen af ammonium, der også er indikator for spildevand, var lav med et gennemsnit på 0,05 mg N/l og med den højeste koncentration på 0,13 mg N/l på station 11. Koncentrationen af total-N varierede meget, men var generelt præget af stationernes placering i drænudløb fra landbrugsarealer med koncentrationer større end 5 mg total-N/l, Tabel 4.2.1.

Koncentrationen af opløst fosfor (ortho-P) var generelt lav og udgjorde typisk 50 % af total-P.

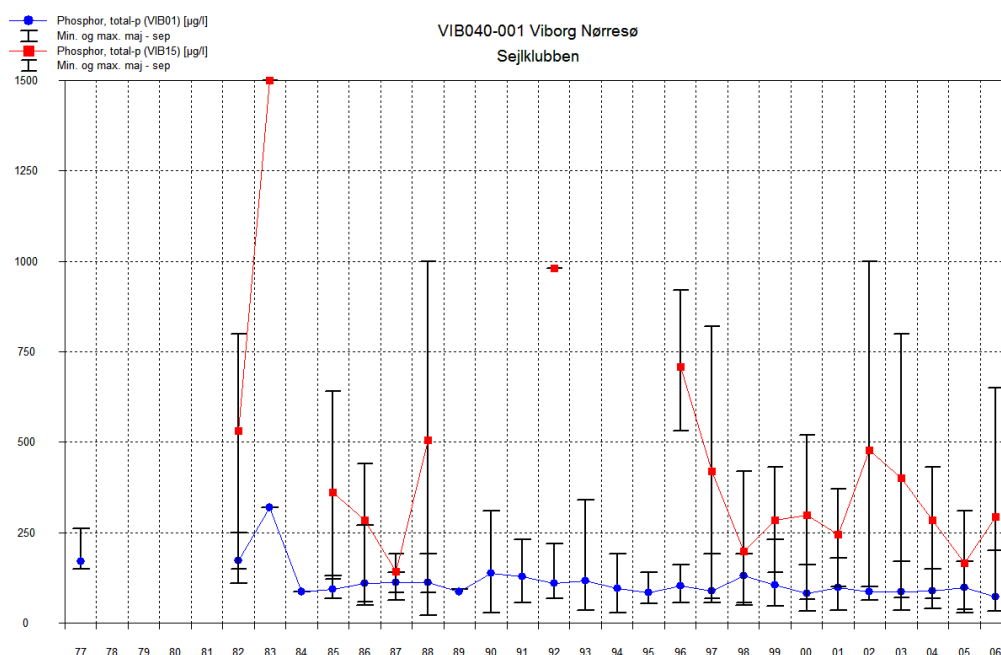
Tabel 4.2.1: Koncentrationer af kvælstof og fosfor og BI_5 på 16 stationer i 1. prøverunde.

	Gennemsnit af 16 stationer i 1. prøverunde	Maximum koncentration	Minimum koncentration
Total-P, mg P/l	0,112	0,270	0,039
Ortho-P, mg P/l	0,054	0,22	<0,002
Total-N, mg N/l	4,59	0,31	15,0
Ammonium, mg N/l	0,0464	0,005	0,13
BI_5 , mg/l	1,48	3,9	<0,5

4.3. Fosforbalance i søerne og fosforfrigivelse fra sedimentet

4.3.1 Viborg Nørresø

Viborg Nørresø har i flere årtier været præget af fosforfrigivelse fra sedimentet i sommerperioden, især på dybder over ca. 5-6 meter, som er den typiske dybde for temperaturspringlaget i vandsøjlen, hvorunder der opstår iltfrie forhold. De iltfrie forhold medfører frigivelse af jernbundet fosfor. Der findes data frem til 2006, hvor der kan angives et sommergennemsnit fra både overfladevandet og bundvandet. Da iltningen af bundvandet blev påbegyndt i 1996, blev der målt fosforkoncentrationer på over 0,5 mg P/l som sommergennemsnit. I perioden 1997-2006 er fosforkoncentrationen i bundvandet faldet til 0,25-0,45 mg P/l, mens fosforkoncentrationen i overfladen har været en del lavere med ca. 0,1 mg P/l. Siden 2006 er der ikke foretaget systematiske målinger i bundvandet, men de få målinger som findes, viser et uændret niveau i bundvandet på ca. 0,3 mg P/l. Koncentrationen af fosfor i de øverste 1 meter af vandsøjlen (VIB01) og i bundvandet på ca. 12 meter dybde (VIB15) fremgår af Figur 4.3.1.



Figur 4.3.1. Koncentrationen af fosfor (sommergennemsnit) i overfladevandet (blå linje) og i bundvandet (rød linje) i Viborg Nørresø i perioden 1977-2006.

De periodisk høje fosforkoncentrationer i bundvandet kombineret med regelmæssig nedbrydning af temperaturspringlaget medfører berigelse med fosfor af de øvre vandmasser og fosforkoncentrationer, der ligger væsentligt over det modelberegnete ligevægtsniveau på 0,071 mg P/l som sommergennemsnit ved den nuværende fosfortilførsel. Det vil ikke være muligt at nå ned på den målsatte fosforkoncentration på 0,031 mg P/l inden 2027, selvom tilførslen af fosfor fra oplandet blev reduceret som fore-

skrevet i Vandområdeplan 2015-2021, heller ikke selvom iltningen fortsættes. Data indikerer, at iltningen begrænser fosforfrigivelsen fra sedimentet (søbunden), men ikke bringer den til ophør. Der vil fortsat være udveksling af fosfor mellem bundvand og overfladevand, når temperaturspringlaget brydes. Det er en generel udfordring i søer, som er karakteriseret som dybe men ikke har en stabil temperaturlagdeling om sommeren, der kan lukke af for det fosforrige bundvand.

Der er opstillet en massebalance for fosfor i Viborgsøerne på baggrund af den beregnede tilførsel af fosfor til søerne fra oplandet og fraførsel af fosfor via afløbet i Viborg Sønder sø ved Søndermølle (Orbicon, 2016). Massebalancen viser, at der transporteres 689 kg P/år mere ud af søerne end der tilføres fra oplandet, som følge af frigivelse af tidligere årtiers ophobet fosfor i søernes sediment. Hvis tallet korrigeres for analysefejl for total-P svarer det til ca. 1.000 kg P/år. Frigivelsen af fosfor fra sedimentet er således en væsentlig kilde til det høje fosforniveau i Viborgsøerne.

Fosforfrigivelsen i sommerhalvåret i Viborg Nørresø kan skønnes ved at benytte opgørelser af den beregnede månedlige stoftransport i Nørremølle Å for perioden maj-september tillagt et bidrag fra det umålte opland, bidrag fra regnbetingede udledninger fra Viborg by m.m. Perioden er valgt, da søen kan lagdele i sommerhalvåret, og der her ses de højeste koncentrationer af fosfor som følge af fosforfrigivelse fra sedimentet.

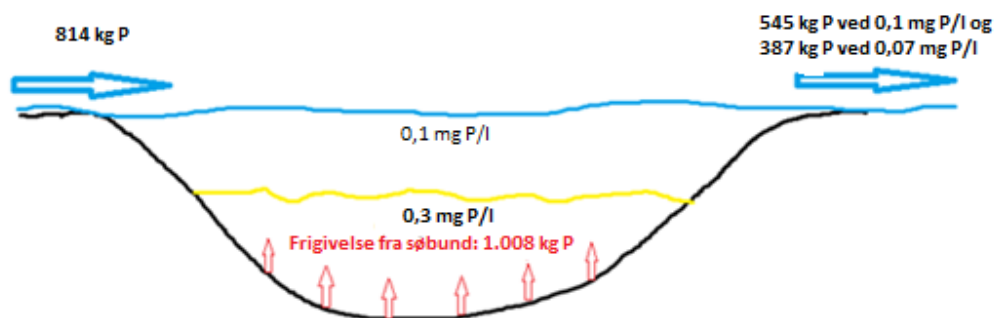
Tilførslen er arealkorrigeret til Viborg Nørresø, idet der ikke er tilstrækkelige data til en egentlig stoftransportberegning i kanalen mellem Viborg Nørresø og Viborg Sønder sø (Orbicon, 2016). Med denne metode kan der beregnes en tilførsel af vand og fosfor til Viborg Nørresø på henholdsvis 5,5 mio m³ og 814 kg P i perioden maj-september. Hvis søen var i ligevægt med den nuværende fosfortilførsel baseret på statens belastningsopgørelse for Viborg Nørresø, ville fosforkoncentrationen i søen (over temperaturspringlaget) være 0,094 mg P/l som årsgennemsnit og 0,071 mg P/l som sommergennemsnit.

Den nuværende fosforkoncentration i overfladevandet er ca. 0,1 mg P/l, Figur 4.3.2. Hvis det antages, at der transporteres 5,45 mio. m³ vand ud af søen, og det hovedsagelig er vandet over temperaturspringlaget, der udskiftes, kan der beregnes en fosfortransport ud af søen på 545 kg P ved en fosforkoncentration på 0,1 mg P/l og på 387 kg P ved en fosforkoncentration på 0,071 mg P/l. Forskellen på 158 kg P er et udtryk for den del af frigivelsen fra sedimentet, som aflastes via søens afløb. Koncentrationen i bundvandet under temperaturspringlaget er baseret på gamle målinger men er typisk 0,3 mg P/l for perioden 1998-2006, dvs. efter påbegyndt iltning i 1996. Når søens vandmasser er fuldt opblandede, kan der forventes en fosforkoncentration på ca. 0,1 mg P/l i bundvandet, og der er derfor en "overkoncentration" af fosfor på 0,2 mg P/l. Hvis bundvandet under temperaturspringlaget antages at udgøre ca. halvdelen af søens volumen, og bundvandet kan betragtes som en "lukket boks" med meget lille vandudskiftning om sommeren på grund af temperaturspringlaget, kan der beregnes

en frigivelse fra sedimentet på ca. 850 kg P. Det er den fosforpujle, som skal til for at hæve fosforkoncentrationen i bundvandet fra 0,1 mg P/l til 0,3 mg P/l. Imidlertid brydes springlaget i perioder, og en del af bundvandets fosfor opblandes med de øvre vandmasser. Det er årsagen til, at fosforkoncentrationen i overfladevandet er højere end modelberegnet og kortvarigt kan stige til over 0,15 mg P/l, hvorefter der kan ske en aflastning af fosfor fra sedimentet til Viborg Nørresø og videre nedstrøms.

Et samlet overslag på fosforfrigivelsen fra sedimentet i Viborg Nørresø i sommerhalvåret er derfor 1.008 kg P (850 kg P + 158 kg P), hvoraf 158 kg P aflastes til Viborg Sønderløb. Hvis søens bundvand ikke blev iltet, ville fosforfrigivelsen formentlig være væsentlig større.

Det er ikke muligt uden en dynamisk sømodel og sedimentdata at vurdere, hvor langt tid fosforfrigivelsen fra sedimentet vil fortsætte, men der vil være tale om årtier uden sørestaurering ved kemisk fosforfældning.



Figur 4.3.2: Principskitse for transport af fosfor mellem sø og tilløb og afløb og frigivelse af fosfor fra sedimentet i sommerhalvåret (maj-september).

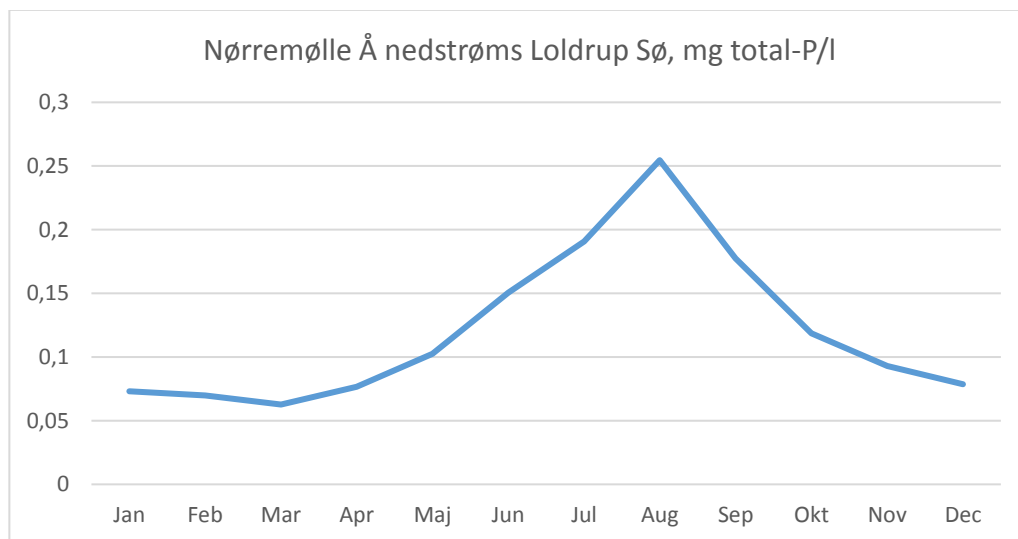
Spørgsmålet er så, hvad man kan gøre for at reducere fosforfrigivelsen?

Kemisk fosforfældning i Viborg Nørresø kan være en metode til begrænsning af frigivelse af jernbundet fosfor fra sedimentet. Fældningen kan ske ved anvendelse af aluminium eller Phoslock jf. vejledningen for gennemførelse af sørestaurering (Søndergaard m.fl., 2015). En metode, som effektivt binder fosfor i sedimentet, selvom der iltfrie forhold ved bunden. Det er nærmere beskrevet i afsnit 6.2.2.

4.3.2 Loldrup Sø

Der findes ikke en nyere målt massebalance (tilført og fraført vand og fosfor) for Loldrup Sø, hvormed frigivelse af fosfor fra sedimentet og aflastning via afløbet kan be-

regnes. Men som vist i Figur 4.3.3 er Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø om sommeren præget af forhøjede fosforkoncentrationer, som skyldes aflastning af overskydende fosfor i Loldrup Sø.



Figur 4.3.3: Vandføringsvægtet fosforkoncentration i Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø (station 18.525).

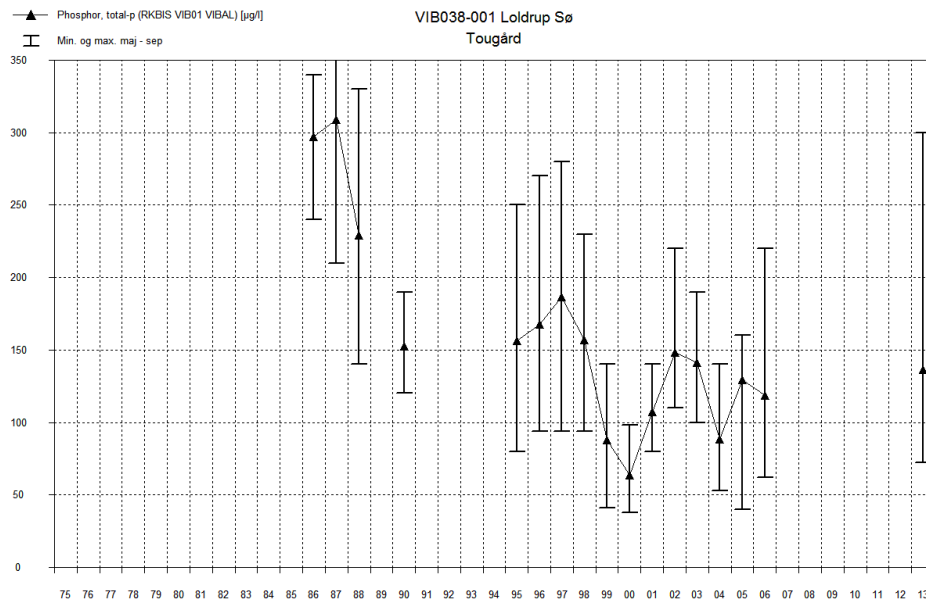
Der er tidligere foretaget en modelbaseret beregning af aflastning af overskydende fosfor (frigivet fra søens sediment) fra Loldrup Sø til Nørremølle Å og herfra videre til Viborg Nørresø (Orbicon, 2016). Denne beregning tager udgangspunkt i en fremtidig situation, hvor Loldrup Sø er i ligevægt med den eksterne målsatte tilførsel af fosfor.

Med en fremtidig sommermiddel koncentration i Loldrup Sø i ligevægt på 0,053 mg P/l (krav til lavvandede søer i Vandområdeplan 2015-2021) og en beregnet årsmiddel koncentration på 0,051 mg P/l i søen, fås der ud fra en vandtransport ud af søen på ca. 7,8 mio. m³/år (Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø (fratrullet bidrag fra opland mellem søafløb og målestationen) en samlet fraførsel fra søen på ca. 400 kg P/år. Her antages det, at afløbet fra søen har samme koncentration som søvandet, dvs. vandmasserne er fuldt opblandede.

Da den nuværende stoftransport ved Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø er beregnet til 900 kg P/år (korrigeret gennemsnit 2011-2014), vil den fremtidige fosfortilførsel til Viborg Nørresø med en opfyldt målsætning for støtteparameteren total-P i Loldrup Sø (0,053 mg P/l) blive reduceret med ca. 500 kg P/år (900 kg P/år - 400 kg P/år).

Som det fremgår af Figur 4.3.4 havde Loldrup Sø ved den seneste undersøgelse i 2013 en fosforkoncentration på ca. 0,13 mg P/l som sommergennemsnit. Det er således væsentligt højere end 0,053 mg P/l. Det ses imidlertid, at Loldrup Sø i 2000 var tæt på denne koncentration som følge af positive effekter på søens økosystem efter

den daværende sørestauring ved opfiskning af fredfisk. De nærmere omstændigheder omkring sørestauring ved opfiskning af fredfisk er beskrevet i afsnit 6.2.1

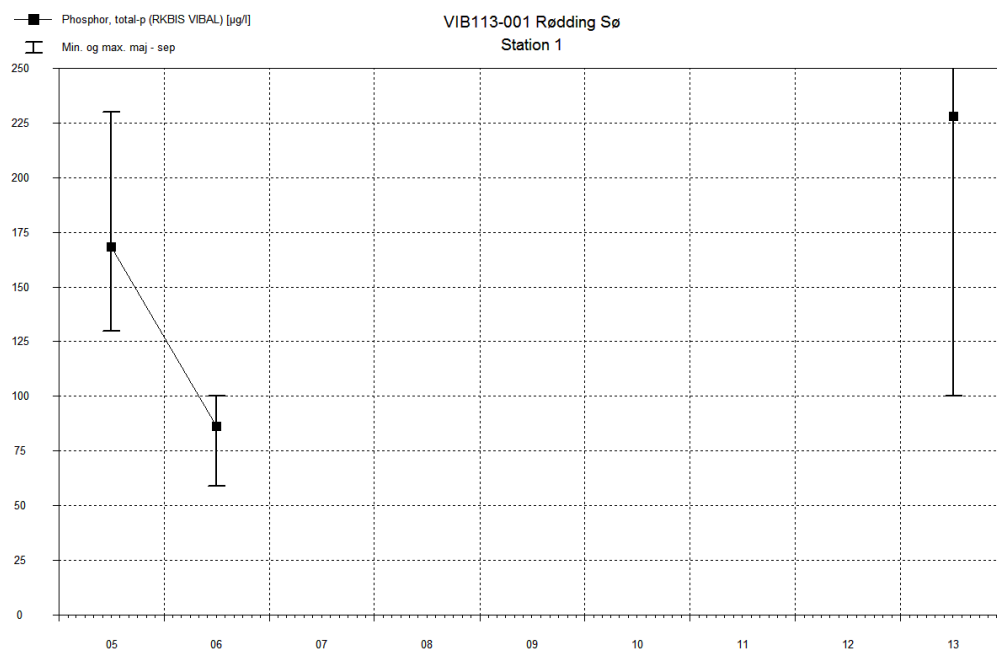


Figur 4.3.4: Fosforkoncentration (sommergennemsnit) i Loldrup Sø i perioden 1986-2013. Kilde: Danmarks Miljøportal.

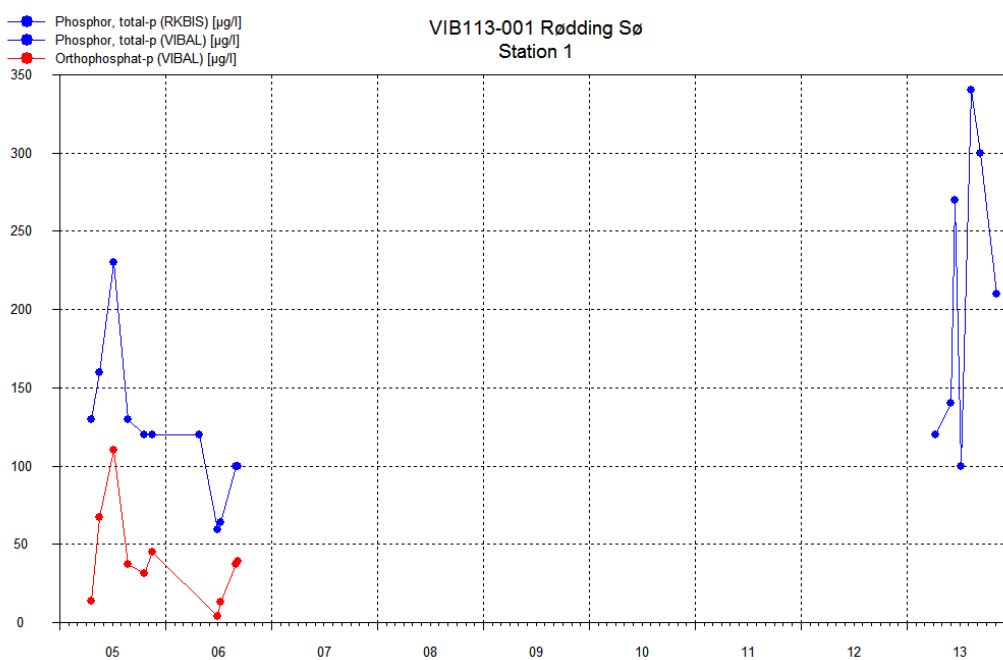
4.3.3 Rødding Sø

Der mangler nyere data til en vurdering af Rødding Sø's nuværende påvirkning af Loldrup Sø. Påvirkningen afhænger i høj grad af den årlige tilførsel af fosfor til Rødding Sø fra oplandet og de interne processer i Rødding Sø, herunder betydningen af fosforfrigivelse fra sedimentet og afstrømningen til Nørremølle Å og videre til Loldrup Sø i de kritiske perioder om sommeren. Som det fremgår af Figur 4.3.5 havde Rødding Sø ved den seneste undersøgelse i 2013 en høj koncentration af fosfor på 0,228 mg P/l som sommergennemsnit, hvilket er højere end i 2005 og 2006. Rødding Sø er et meget dynamisk system, hvor koncentrationen af fosfor også om sommeren kan variere betydelig fra år til år og i løbet af året. Ustabiliteten i specielt koncentrationen af fosfor men også de biologiske kvalitetselementer er typisk for nyetablerede søer.

De periodisk meget høje koncentrationer af fosfor i Rødding Sø i 2013 skyldes formentlig fosforfrigivelse fra sedimentet om sommeren, idet koncentrationerne har vist sig at være noget lavere i vinterhalvåret, Figur 4.3.6.



Figur 4.3.5: Fosforkoncentration (sommergennemsnit) i Rødding Sø i perioden 2005-2013. Kilde: Danmarks Miljøportal.



Figur 4.3.6: Fosforkoncentration (enkeltmålinger) i Rødding Sø i perioden 2005-2006 og 2013. Blå linje er total-P og rød linje ortho-P (opløst fosfor).

Det er muligt, at aflastningen af fosfor i Rødding Sø til Nørremølle Å ikke er betydende i tørre somre med lave vandføringer i afløbet, men data fra 2013 viser, at søen har potentiale til at aflaste betydelige mængder i store del af året. Derfor bør en indsats for Loldrup Sø og i sidste ende Viborg Nørresø også omfatte en indsats i Rødding Sø.

En mulighed kan være kemisk fosforfældning i Rødding Sø, som kan håndtere den nuværende ophobede mobile fosforpulje i sedimentet, der formentlig stammer fra tidligere årtiers landbrugsdrift af arealet. Kemisk fosforfældning bør ledsages af tiltag, der reducerer tilførslen af fosfor fra oplandet i øvrigt.

Forbedret rensning af spildevand fra regnbetingede udledninger fra Rødding By og især etablering af et vådområde mellem Rødding Sø og Loldrup Sø vil formentlig kunne fjerne en væsentlig del af den fosfor, der i dag transporteres via Nørremølle Å til Loldrup Sø og som også vil gavne Viborg Nørresø. Disse scenarier er vurderet i afsnit 6.

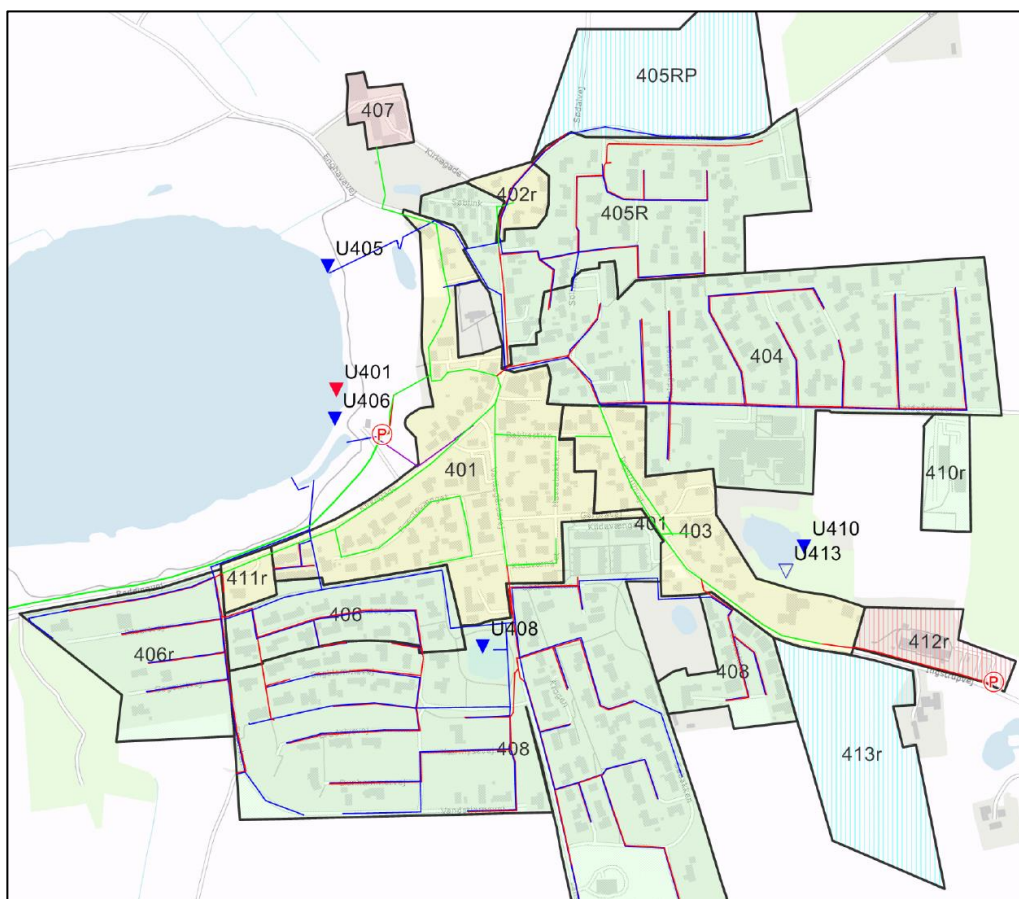
5. FOSFOR FRA SPILDEVAND STATUS

I oplandet til Viborg søerne sker der en spildevandspåvirkning fra regnbetingede udløb fra kloakken i Rødding og fra institutionen Blåkærgård, Røddingvej 11A og fra 145 ejendomme i det åbne land, som ikke er tilsluttet Energi Viborg Vand A/S' kloak. Spildevandet nedsives for hovedparten af ejendommene.

Rødding er en meget gammel landsby, som i dag har ca. 900 indbyggere. Kloakeringen af Rødding blev påbegyndt midt i 1960'erne, og spildevandet blev renset på Rødding Renseanlæg. I forbindelse med genskabelse af Rødding Sø i 2004 blev renseanlægget nedlagt og spildevandet transporteret til Bruunshåb Renseanlæg. Samtidig blev der etableret bassiner på kloakkens tre regnbetingede udløb.

5.1. Regnbetingede udledninger

I Rødding er der fem regnbetingede udløb, hvoraf tre har udløb i Rødding Sø. I Figur 5.1.1 er vist et udsnit af kloakoplande fra Spildevandsplan 2014-2018.



Figur 5.1.1: Regnbetingede udløb i Rødding, hvor tre udløb er direkte til Rødding Sø. De grønne oplande er separatkloak, de gule er fælleskloak og de striberede er planlagte

Der er registreret fem regnbetingede udløb. U408 og U410 har ikke direkte udløb i Rødding Sø, men har følgende afløb:

- Udløb U408 ligger i oplandet til udløb U406, som dermed har dette udløb. Udløb U408 er medtaget i spildevandsplanen for at beskrive forhold omkring oplande og bassiner.
- Opland 410r er et mindre opland med Røddinghus, som har afløb til udløb U410, der er en mindre sø uden direkte afløb.

Tabel 5.1.1 viser, at to af udløbene er fra separatkloak og ét udløb er fra fælleskloak samt at den årlige udledte mængde fosfor er ca. 15,5 kg P/år. I spildevandsplanen er der forudsat en rensegrad for fosfor på 60 % i bassinet ved U405, men på grund af for lille bassinkapacitet er denne vurderet kun at være 40 %. Hvis bassinet udvides og modificeres reduceres udledningen fra U405 til 6,3 kg P/år og den samlede udledning til 12,3 kg P/år. Bassinet ved U506 er oprenset i 2016 og fungerer nu som forudsat i spildevandsplanen.

Forholdene og indsatsmulighederne er nærmere beskrevet i afsnit 6.3.1.

Udløb	Kloak	Deloplande	Areal [ha]	A(red) [ha]	Bassin [m³]	Qa [l/sek.]	P [kg/år]
U401	Fælles	402r, 403, 401, 411r	13,3	3,8	480	15	0,4
U405	Separat	404, 405R	19,9	5,3	1.160	8	9,5
U406	Separat	406, 406r, 408	27,0	4,6 *	840	3	5,6
I alt	-	-	60,2	13,7	2.480	-	15,5

* Opland 406r er ikke helt udbygget og A(red) forventes at stige med 0,6 red.ha

Tabel 5.1.1: Udvalgte oplysninger for regnbetingede udløb af fosfor til Rødding Sø ved status 2017.

Institutionen Blågård, Røddingvej 11A har sit eget udløb til Nørremølle Å, som er vist på efterfølgende Figur 5.1.2.

Det kan beregnes, at der årligt udledes ca. ét kg fosfor fra Blågård til Nørremølle Å.



Figur 5.1.2: Udsnit af spildevandsplanen af opland og regnbetinget udløb fra Blåkærgård. Den blå pil viser, at udløbet er separatloakeret, mens den røde pil ikke er et regnbetinget udløb, men er nødoverløb ved pumpevigt.

5.2. Spredt bebyggelse

Viborg Kommune har foretaget et udtræk af ejendomme i det topografiske opland til Nørresø, som ikke er tilsluttet Energi Viborg Vand A/S' kloak. I Tabel 5.2.1 er vist udtrækkets fordeling af ejendommene efter deres rensemetode og den forventede årlige udledning af fosfor.

Rensemetode, beskrivelse	BBR Kode	Rense-grad af P	Ejendomme [stk.]	Fosfor [kg/år]
Afløb til samletank	20	100 %	1	-
Mekanisk rensning med nedsivningsanlæg med tilladelse	29	100 %	57	-
Mekanisk rensning med nedsivningsanlæg (tilladelse ikke påkrævet)	30	100 %	52	-
Mekanisk rensning med privat udledning direkte til vandløb, sø eller hav	31	10 %	4	10,1
Udledning uden rensning direkte til vandløb, søer eller havet	70	0 %	1	2,8
Blandet afløbsforhold på ejendommen (er specificeret på bygningen) *	75	55 %	2	2,5
Anden type afløb *	80	55 %	15	18,9
SOP: Nedsivning til sivedræn	104	100 %	13	-
I alt		-	145	34

* Skønner rensningen svarende til mekanisk rensning efterfulgt af markdræn.

BBR koder som ikke benyttes efter den 1. december 2009

Tabel 5.2.1: Kommunens udtræk af afløbsforhold fra spredt bebyggelse i oplandet til Nørresø. Rensegrader og belastning er hentet ved Miljøstyrelsen.

Ejendomme med BBR kode 9 og 10 er tilsluttet Energi Viborg Vand A/S og ejendomme med BBR kode 90 og 701 er ubebyggede. Disse indgår derfor ikke i Tabel 5.2.1. I alt er der 22 ejendomme med udledning af mere eller mindre rensset spildevand til Viborg Nørresø, mens resten af de 145 ejendomme i Tabel 5.2.1 nedsiver spildevandet. Den årlige udledning af fosfor fra ejendommene efter rensning er beregnet til ca. 34 kg P/år, såfremt alle nedsivningsanlæg fungerer optimalt. Dette er markant højere, end belastningen fra regnbetingede udløb i oplandet.

Forholdene og indsatsmulighederne er nærmere beskrevet i afsnit 6.3.2.

6. INDSATSMULIGHEDER OG OMKOSTNINGER

I dette afsnit gennemgås mulighederne for at reducere tilførsel af fosfor til Viborg Nørresø. Indsatserne er geografisk koncentreret omkring Nørremølle Å's afstrømningsopland, dvs. oplandet ned til Rødding Sø, i sidevandløbet Stigsbæk og oplandet mellem Loldrup Sø og Nørremølle Enge. Mulige indsatser i oplandet til Nørremølle Enge og dele af Viborg By med afledning til Viborg Nørresø indgår ikke i analysen. Indsatserne er opdelt i to hovedgrupper; en indsats overfor fosfor fra det åbne land, som er målrettet tab af fosfor fra landbrugsarealer og fosforfrigivelse fra søsedimenter samt en indsats overfor fosfor fra spildevand (regnbetingede udledninger og spredt bebyggelse).

6.1. Fosfor fra det åbne land

I skovvandløb og vandløb på hedearealer er fosforindholdet i gennemsnit 0,050 mg P/l. I vandløb på dyrkede arealer er fosforindholdet typisk det dobbelte. Forskellen mellem dyrkede arealer og naturarealer slår igennem både på opløst og partikelbundet fosfor. Når det drejer sig om tabet af fosfor er forskellen endnu mere udpræget. Der tabes således i gennemsnit ca. 0,1 kg P/ha fra naturoplande mod ca. 0,5 kg P/ha fra landbrugsoplande. Der er altså en meget stor forskel i fosfortab mellem naturarealer og landbrugsarealer. En forskel som skyldes forskelle i fosforpuljerne i jorden, forskelle i afstrømningsforhold, f.eks. som følge af dræning, samt jorderosion på marker langs vandløb og i vandløbsbrinken. I nedenstående tekstboks er transportvejene for fosfor i det åbne land beskrevet (efter Kronvang m.fl., 2001).



Foto: Dyrkede arealer ned mod Stigsbæk i oplandet til Loldrup Sø.

Boks 6 Transportveje for fosfor fra land til vand

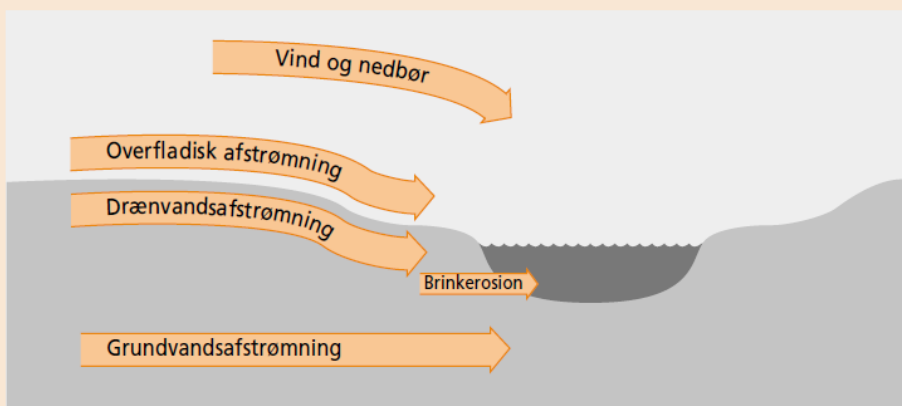


Foto: Bent Lauge Madsen, SNS

Fra jorden til vandmiljøet kan fosfor tabes ved nedvaskning af både opløst-P og partikelbundet-P fra topjorden til underjorden. Transporten sker ved at regnvand siver ned i jorden og tager opløst-P i jordvæsken med sig ned mod dybere jordlag. Her kan det opløste fosfor igen blive bundet til overfladen af ler- og siltpartikler eller blive transporteret videre til grundvandet. Fosfor bundet

til jordpartikler kan også blive nedvasket fra topjorden igennem store porer eller sprækker i jorden. Det er hvad vi kalder makropore strømning. Hvis jorden er drænet ved hjælp af drænrør, som det er tilfældet på de mere lerede marker og lavbundsarealer, vil det nedvaskede opløste eller partikelbundne fosfor hurtigt kunne transporteres ud til vandløb. Det opløste fosfor der nedvaskes til grundvand vil eventuelt senere kunne nå frem til overfladvand alt afhængig af om fosfor i de dybere jordlag kan bindes til jorden. Visse aflejringer i jorden indeholder en del naturligt fosfor så naturligt fosfor kan også tilføres overfladevand med grundvand under de rette forhold.

Fosfor kan også transporteres fra marken til vandmiljøet ved erosion af jorden. Regnvandets kraft kan, når det rammer jorden, flytte jordpartikler og hvis jorden i forvejen er vandmættet eller den er frosset vil regn- og smeltevand transportere opløst-P og fosfor bundet til jordpartikler med sig. En del af dette fosfor vil nå frem til overfladevand hvis jorden støder op til og hælder ned mod en grøft, et vandløb eller en sø. En anden måde fosfor kan transporteres til overfladevand er ved erosion af brinkerne langs grøfter og vandløb, samt ved vinderosion på markerne.



Foto: Anker Laubel, DMU

6.1.1 Udtagning af landbrugsjord

60 % af oplandet til Viborg Nørresø består af landbrugsarealer. Det svarer til et areal på ca. 2.202 ha. Med en fosfortilførsel til søen fra det åbne land (Vandområdeplan 2015-2021) på 1.490 kg P/år (fratrullet regnbetingede udledninger) svarer det til et fosfortab på 0,67 kg/ha/år. Herfra skal fratrækkes et spildevandsbidrag fra spredt bebyggelse i det åbne land. Tabet fra landbrugsarealer vurderes at være ca. 0,6 kg P/ha/år. Naturbidraget eller baggrundsbidraget er vurderet at være 0,1 kg P/ha/år. Fosfortabet fra landbrugsaktivitet i oplandet er således 0,5 kg P/ha/år som gennemsnit.

Hvis tilførslen af fosfor til Viborg Nørresø skal reduceres med 793 kg P/år (indsatsbehov i Vandområdeplan 2015-2021) uden andre virkemidler skal der udtages 1.586 ha landbrugsjord af produktion, der ikke længere må drænes, omlægges eller gødskes. Det svarer til 72 % af landbrugsarealet i oplandet. Arealerne skal herefter henligge som naturområder i form af enge, overdrev, heder og skov. Effekten vil dog ikke komme med det samme, da der er ophobet fosfor på markene, som i en årrække vil kunne skylles ud i vandløbene.

Med en skønnet gennemsnitspris for landbrugsjord på 150.000 kr/ha på sandjorde nord for Viborg vil det koste mindst 238 mio. kr., hvis jorden skal opkøbes. Hvis der i stedet skal udbetales erstatning til lodsejerne for at udtage jorden af omdrift og lægge forbud mod gødsning og udbringning af husdyrgødning vil udgiften overslagsmæssigt kunne reduceres til 75.000 kr/ha svarende til 119 mio. kr. Erstatningsstørrelsen vil afhænge af, hvilken form for arealudnyttelse, der efterfølgende kan tillades (græsning, høslæt, juletræer, jagt o.s.v.). Det vil dog være mere omkostningseffektivt at anvende mere målrettede virkemidler overfor tab af fosfor fra det åbne land, men det er formentligt ikke tilstrækkeligt. En scenario kunne derfor være en kombination af udtagning af omdrift på en del af landbrugsarealet og målrettede virkemidler som minivådområder, lavbundsområder og forbedret spildevandsrensning, hvor det er muligt.

6.1.2 Dyrkningsfrie randzoner målrettet fosforfjernelse

Ifølge tidligere lov om randzoner (LBK nr. 894 af 15/07/2014) må der i landzone ikke foretages gødsning og anden jordforbedring, sprøjtning, dyrkning eller anden jordbearbejdning i en randzone på indtil 10 m, jf. stk. 4, fra bredden af de åbne vandløb og søer med et overfladeareal på mere end 100 m². Randzoneloven blev ophævet i januar 2016.

Som kompensation kan der etableres dyrkningsfrie randzoner designet til maksimal fosforfjernelse. Denne form for randzoner dækker over, at randzonerne i højere grad designes til det umiddelbare opland, men stadig med udgangspunkt i et areal, der ligger i tilknytning til et vandløb eller en sø. Det betyder, at randzonens bredde fra kronekanten kan varieres fra de pligtige 2 meter bræmmer til en bredde bestemt bl.a. af de lokale topografiske og jordbundsmæssige forhold, fjernelse af næringsstoffer fra randzonen ved høst kan implementeres, og træer kan plantes for at beskytte brinkerne.

Randzoner målrettes i forhold til de arealer, hvor primært fosfortabet via overfladisk afstrømning er væsentligt. Dette virkemiddel er beskrevet i Eriksen m.fl., 2014, men er endnu ikke implementeret som virkemiddel i statens virkemiddelkatalog.

En udlagt, udyrket randzone vil på grund af dens permanente vegetation og større infiltrationskapacitet end de tilstødende marker være i stand til at tilbageholde en del af de jordpartikler (sediment med partikulært fosfor) og opløst fosfor, som det overfladisk afstrømmende vand har eroderet fra marken og ført ned mod vandløbet. Tilbageholdelsen af fosfor i randzoner sker ved flere processer: Sedimentation i randzonen af partikelbundet fosfor og infiltration af opløst fosfat i randzonens jordmatrice. Det er muligt at optimere på alle disse processer ved et intelligent design og pleje af randzonen. Der opnås en forbedring i randzonens evne til at tilbageholde sediment og total fosfor ved stigende bredder af randzonen, jf. tabel 6.1.1. (Eriksen m.fl., 2014; Kronvang m.fl., 2014). Desuden kan tilbageholdelsen øges ved fjernelse af fosfor ved høst på randzonen og beskyttelse af brink ved udplantning af pil, rødel m.m. i randzonen.

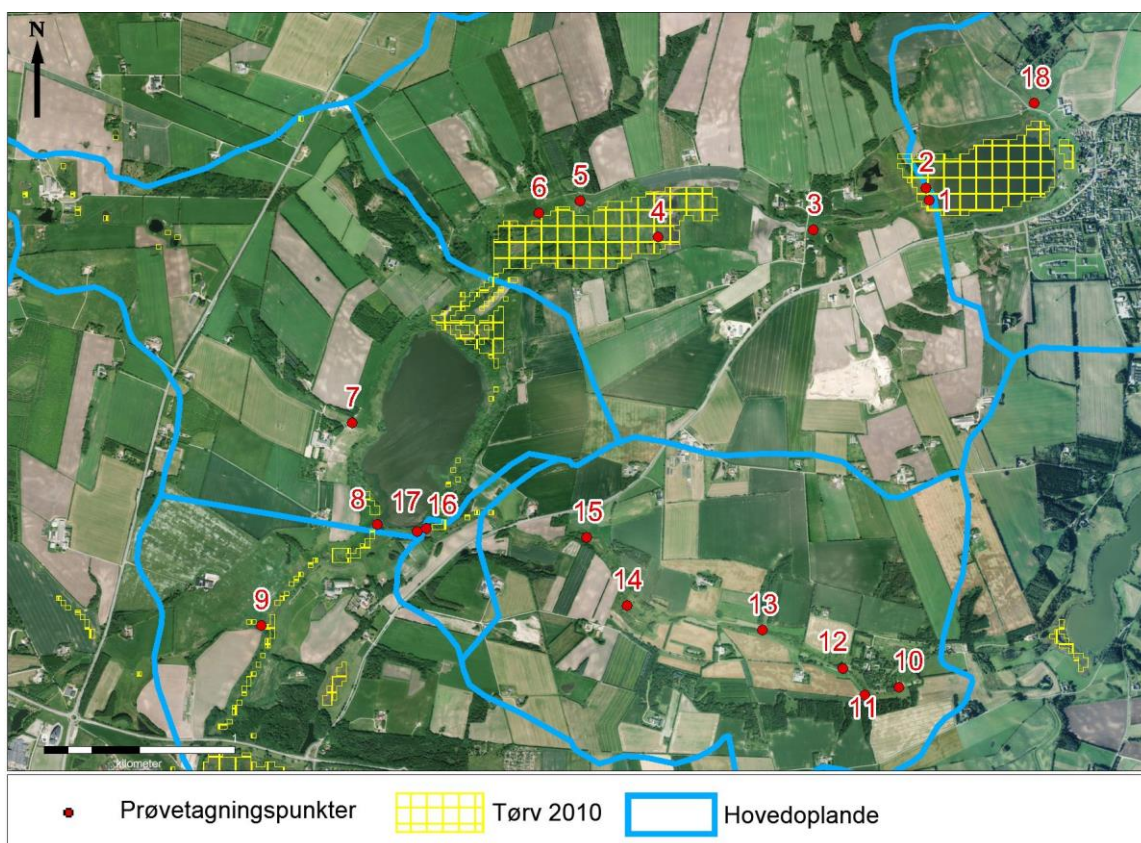
Randzone bredde (m)	Total fosfor tilbageholdelse (%)		
	Model simuleret	95 % konfidensinterval	
2	32	6	60
4	45	15	75
10	62	22	103
20	75	25	125
30	83	23	143

Tabel 6.1.1: Simuleringer af fosfortilbageholdelse ved forskellige bredder af randzoner (Kronvang m.fl., 2014)

På baggrund af terrænanalysen og droneoverflyvningen vurderes det, at der med de nuværende randzonebredder på mindst 20 meter langs Stigsbæk er en naturlig tilbageholdelse af fosfor på mindst 75 % fra de omkringliggende marker, især fordi tabet af fosfor mange steder sker diffust og over en bred strækning. Der er dermed ikke potentiale for etablering af dyrkningsfrie bræmmer som virkemiddel overfor fosfor langs Stigsbæk. Der er relativt smalle dyrkningsfrie bræmmer langs Nørremølle Å mellem Rødding Sø og Loldrup Sø, men terrænet er meget fladt og der er sandsynligvis meget lidt erosion ud i vandløbet. Her vil det være mere hensigtsmæssigt at udtage hele det udpegede lavbundsareal (Tørv 2010) området og genskabe det som vådområde ved lukning af dræn og grøfter og en hævnning af vandløbsbunden (se næste afsnit).

6.1.3 Lavbundsarealer

Som det fremgår af Figur 6.1.1 er der betydelige arealer med tørvejord i oplandet. Det gælder især lavbundsarealet mellem Rødding Sø og Loldrup Sø, et fladt område med dræn og afvandingsgrøfter og dyrkede arealer tæt på den regulerede Nørremølle Å. Arealet er karakteriseret som Tørv 2010, dvs. et areal, som er omfattet af ordningen lavbundsjord, jf. Bekendtgørelse om kriterier for vådområdeprojekter og naturprojekter på kulstofrige lavbundsjord (BEK nr. 215 af 02/03/2017).



Figur 6.1.1: Tørv 2010 jorde, målestationer og vandoplande langs Stigsbæk og Nørremølle Å.

Lavbundsordningen er en tilskudsordning til udtagning af lavbundsjord med det formål at reducere landbrugets udledning af drivhusgasser, reducere udledningen af kvælstof til kystvande og genskabe eller forbedre natur. Udtagningen er målrettet landbrugsjord på kulstofrige lavbundsjord, de såkaldte organogene jord med mindst 12 % organisk kulstof (Tørv 2010). Lavbundsprojekterne skal reducere drivhusgasudledningen med ca. 33.000 tons CO₂-ækvivalenter frem til udgangen af 2017 og yderligere ca. 35.000 tons i perioden 2017-2020. Klimaeffekten opstår ved, at jorden tilføres mindre ilt ved at vandstanden hæves og dyrkningen ophører. Nedbrydningen af jordens kulstofindhold sker derved langsommere eller ophører helt, hvormed

der udledes færre drivhusgasser. Lavbundsordningen skal desuden bidrage til at reducere udledningen af kvælstof til kystnære farvande. Udledningen skal reduceres med i alt 150 tons kvælstof i perioden 2016-2021. Som sidegevinst kan der også ske en reduktion af tabet af fosfor, afhængigt af puljen af frigiveligt fosfor på jorden ved ændret afvanding. Når driften af landbrugsjorderne ekstensiveres fremmes også naturens kvalitet, sammenhæng og robusthed.

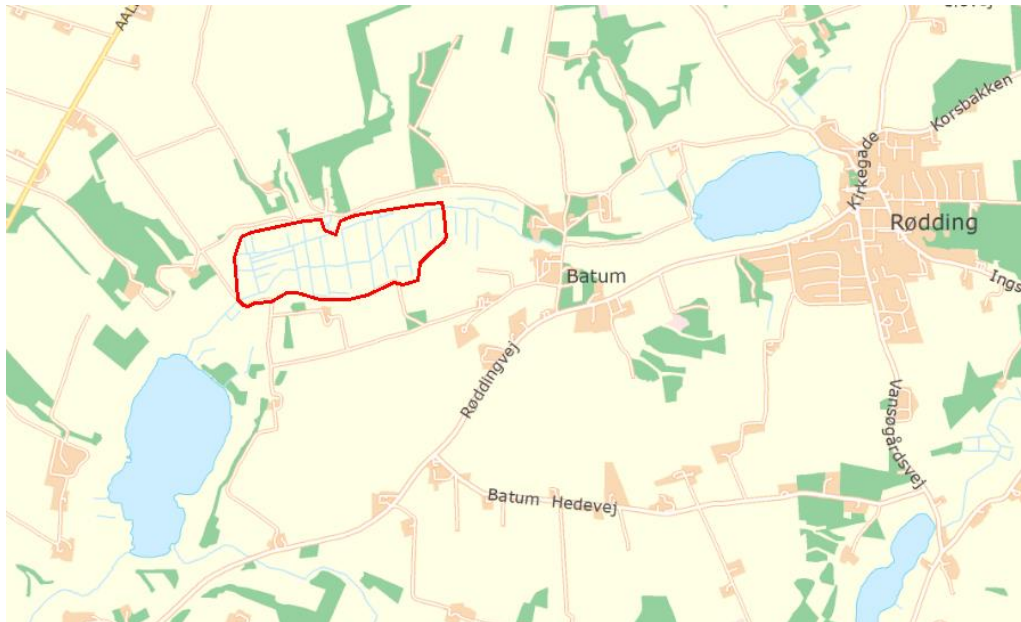
Det er ikke en del af denne rapport at foretage en egentlig forundersøgelse af mulighederne for at gennemføre et lavbundsprojekt, men Orbicon har foretaget en screening af mulighederne, herunder en foreløbig vurdering af effekten på kvælstof, CO₂ og fosfor. Fosforberegningen er dog usikker, idet effekten ikke omfatter beregning af en eventuel frigivelse af fosfor, der skal modregnes i effekten og kan umuliggøre et lavbundsprojekt.

Effekten på kvælstof, fosfor og CO₂ er i screeningen beregnet ved hjælp af de gældende regneark fra Miljøstyrelsen. Disse er vedlagt rapporten som bilag.

Ved gennemførelse af lavbundsprojekter med økonomisk støtte er der to krav der skal opfyldes i forbindelse med kulstofberegningerne:

- Arealkrav om, at mindst 75 % af projektarealet har et indhold på mindst 12 % organisk kulstof
- Effektivitetskrav om en reduktion af kulstofudledningen på minimum 13 ton/ha/år ved realisering af projektet.

Screeningen viser, at der indenfor undersøgelsesområdet vist på Figur 6.1.2 kan findes et projektareal på 28,1 ha, hvor minimum 81% af jordarealet har et indhold på mindst 12 % organisk kulstof. Arealkravet er derfor overholdt for undersøgelsesområdet. I den vestlige del af arealet med Tørv 2010 jorde findes et større område med mose, der er omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3. Naturarealer er neutrale i CO₂-regnskabet, og medvirker derfor ikke til reduktion af udledningen af organisk kulstof, men de tæller stadig med i det samlede projektareal, hvorfor det bliver svært at overholde effektivitetskravet. Disse arealer er derfor ikke inddraget i projektområdet, da det udover at forringe CO₂-effekten også vil medføre oversvømmelse med næringsrigt åvand ved den planlagte hævnning af vandløbsbunden.



Figur 6.1.2: Undersøgelsesområdet, hvor der er foretaget en screening for mulighederne for gennemførelse af et lavbundsprojekt.

Screeningen viser, at effektivitetskravet ikke helt kan opfyldes på trods af, at det antages, at de ekstra kulstofprøver der skal tages i området, alle har et indhold på over 12 % organisk kulstof. Der kan opnås en reduktion i området på 11,2 ton CO₂/ha/år, hvilket er lidt lavere men ikke langt fra kravet på minimum 13 ton CO₂/ha/år. Kravet vil formentlig kunne overholdes ved en detaljeret arrondering af projektområdet.

Kvælstofregnskabet for undersøgelsesområdet viser, at området har et stort potentiale til reduktion af dette, og den hurtige screening giver en reduktion af kvælstof på 190 kg N/ha projektareal eller i alt 5,5 ton N/år for hele projektområdet.

Fosforberegningen er usikker, idet effekten ikke omfatter beregning af en eventuel frigivelse af fosfor fra de oversvømmede jorde, men screeningen for området viser, *at der er en potentiel fosfortilbageholdelse (brutto) i undersøgelsesområdet på 321 kg P/år ved 100 oversvømmelsesdage.*

Der er et betydeligt potentiale for fosforfjernelse via et lavbundsprojekt i området mellem Rødding Sø og Loldrup Sø, men det kræver en egentlig teknisk og ejendoms-mæssig forundersøgelse, før der evt. kan opnås tilskud fra staten til en realisering og fosforeffekten endeligt kan beregnes.

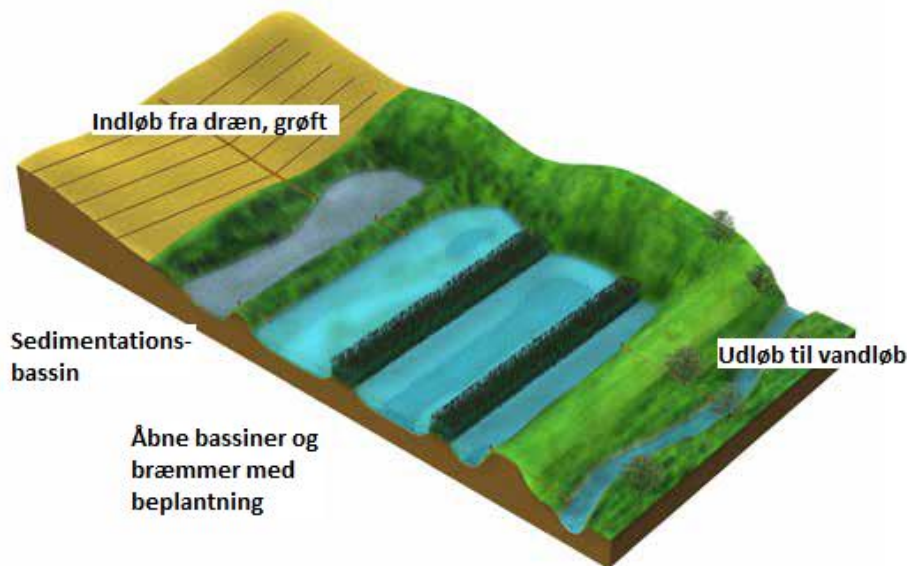
6.1.4 Minivådområder

Konstruerede minivådområder etableres i tilknytning til markdræn og virker ved at reducere drænvandets indhold af næringsstoffer (N, P) og sediment, inden drænvandet udledes til recipienten. Virkemidlets funktion består i at afbryde markdrænet og lede drænvandet via et sedimentationsbassin og efterfølgende vådområde med skiftevis åbne, dybe vandzoner og lavvandede vegetationszoner tilbage til hoveddræn og/eller

vandløb. Virkemidlet er målrettet dræntransport af næringsstoffer og kan principielt etableres på alle drænede landbrugsarealer i tilknytning til dræn eller grøfter, men omkostningseffektiviteten fordrer en kvantitativt betydende dræntransport. Der findes to typer minivådområder. En type som på Figur 6.1.3, som består af et sedimentationsbassin og herefter en serie af åbne bassiner med beplantning (minivådområde med åbne bassiner). En anden type er minivådområde med matrice, som i princippet er opbygget på samme måde, men hvor det midterste bassin er erstattet med en matrice af træflis, som vandet kan trænge igennem vertikalt eller horisontalt.

Konstruerede minivådområder er ikke egnet til anvendelse på lavbund i ådale, fordi ådalene generelt set er udstrømningsområder for grundvand, og herved bliver vandtransporten for høj. Et minivådområde kan etableres i områder, hvor der ikke naturligt dannes vådområder, som f.eks. i kanten af dyrkningszonen, hvor betydende drænudløb kan tilkøbes.

Kvælstof (N) fjernelsen foregår som i naturlige vådområder fortrinsvis ved biologisk denitrifikation, hvor nitrat omdannes til frit atmosfærisk kvælstof. Virkemidlet virker endvidere ved at tilbageholde suspenderet sediment samt fosfor (P) ved sedimentation af partikulært P og til dels sorption af opløst fosfat (Kjærgaard og Hoffmann, 2010, 2013).



Figur 6.1.3. Principskitse for minivådområde med åbne bassiner (SEGES, 2016).

På baggrund af førsteårs danske monitoringsresultater er der fundet N-reduktionseffektivitet varierende fra 20 til 30 % af N-belastningen ved N-tab fra drænolandet varierende fra 12 til 47 kg N/ha/år. Effekten på fosfor ser ud til at være endnu bedre. Der

er således fundet en P-reduktionseffektivitet varierende fra minimum 30 % til 56 % af P-belastningen ved P-tab fra 0,2 til 0,9 kg P/ha/år dækkende størstedelen af den variationsbredde, der vil være for dyrkede landbrugsjorde ($<0,1$ til >1 kg P/ha/år). Virkemiddelseffekten er direkte proportional med belastningen og varierer for første års resultater fra 5 til 46 kg P/ha vådområde/år. Med udgangspunkt i første årsresultater synes det realistisk at forvente en reduktion på min. 30 % af P-belastningen fra dræno-landet (Eriksen m.fl., 2014; Kjærgaard og Hoffmann, 2013).

Orbicons minivådområder med filtermatrice viser en reduktionseffektivitet på 26-42 % for kvælstof og 43-68 % for fosfor (Orbicon, 2016b).

Vollertsen har undersøgt en lang række regnvandsbassiner for reduktionseffektivitet og fundet, at korrekt dimensionerede bassiner kan fjerne op til 60-80 % af den tilførte fosfor (total-P), og at også opløst fosfor kan tilbageholdes i betydelig grad (Vollertsen m.fl., 2012).

På baggrund af udenlandske og danske erfaringer, herunder erfaringer fra rensning i regnvandsbassiner, er det Orbicons vurdering, at der kan forventes en reduktionseffektivitet for fosfor på 40 % i gennemsnit. Dette tal anvendes i den videre analyse.

I begge typer minivådområder vil fosforfjernelse især ske i sedimentationsbassinet, hvor partikelbundet fosfor udfældes. Da den del af fosforpuljen tilføres med små partikler, der synker langsomt er det vigtigt, at minivådområdet har tilstrækkelig opholdstid og lavt vand med bevoksninger af sump- og vandplanter, der fremmer sedimentationen (Feuerbach, 2014).

Minivådområder med filtermatrice kræver som udgangspunkt et areal på ca. 0,3 % af drænolandet, mens danske og udenlandske undersøgelser viser, at et minivådområde med åbne bassiner typisk kræver et areal på 0,5-1,0 % af drænolandet. Størrelsen på anlægget afhænger dog i høj grad af, hvor stor en andel af afstrømningen fra oplandet, der sker via dræn. Afstrømningen vil typisk være større på dyrkede arealer med lerjord end på mere sandede arealer som i oplandet til Viborg Nørresø, hvor en betydelig del af vandet afstrømmer diffust eller tabes til grundvandet. Da minivådområder med filtermatrice hovedsageligt er rettet mod fjernelse af kvælstof og har driftsomkostninger til udskiftning af flis (med 5-10 års mellemrum), anbefales det at anvende minivådområder med åbne bassiner, når målet er at fjerne fosfor.

De åbne bassiner giver en længere opholdstid for vandet og gør det også muligt at foretage en oprensning af sand og fosforholdigt sediment med f.eks. en rendegraver (når sedimentationsbassinet efter en årrække er fyldt op) og udbringe det på marken som god fosforgødning og jordforbedring. Minivådområder med åbne bassiner er godkendt som virkemiddel og skal bl.a. anvendes som kompenserende virkemiddel som følge af regeringens landbrugspakke og målrettet N-regulering. Minivådområder med

filtermatrice forventes godkendt som virkemiddel i de kommende år. Indtil videre er minivådområder dog rettet mod kvælstoffjernelse, og det vides ikke, om det kan anvendes som erstatning for traditionelle fosforvådområder i oplandet til søer.

Prisen på etablering af minivådområder med åbne bassiner er ca. 270.000 kr. pr. ha, afhængigt af omfanget af gravearbejde, jordpriser m.m. Det kan i visse tilfælde blive dyrere, hvis der skal omlægges dræn og installeres pumpe eller membran. Der er dog stadig tale om et omkostningseffektivt virkemiddel med den rette placering og dimensionering, også selvom driftsomkostninger indregnes.



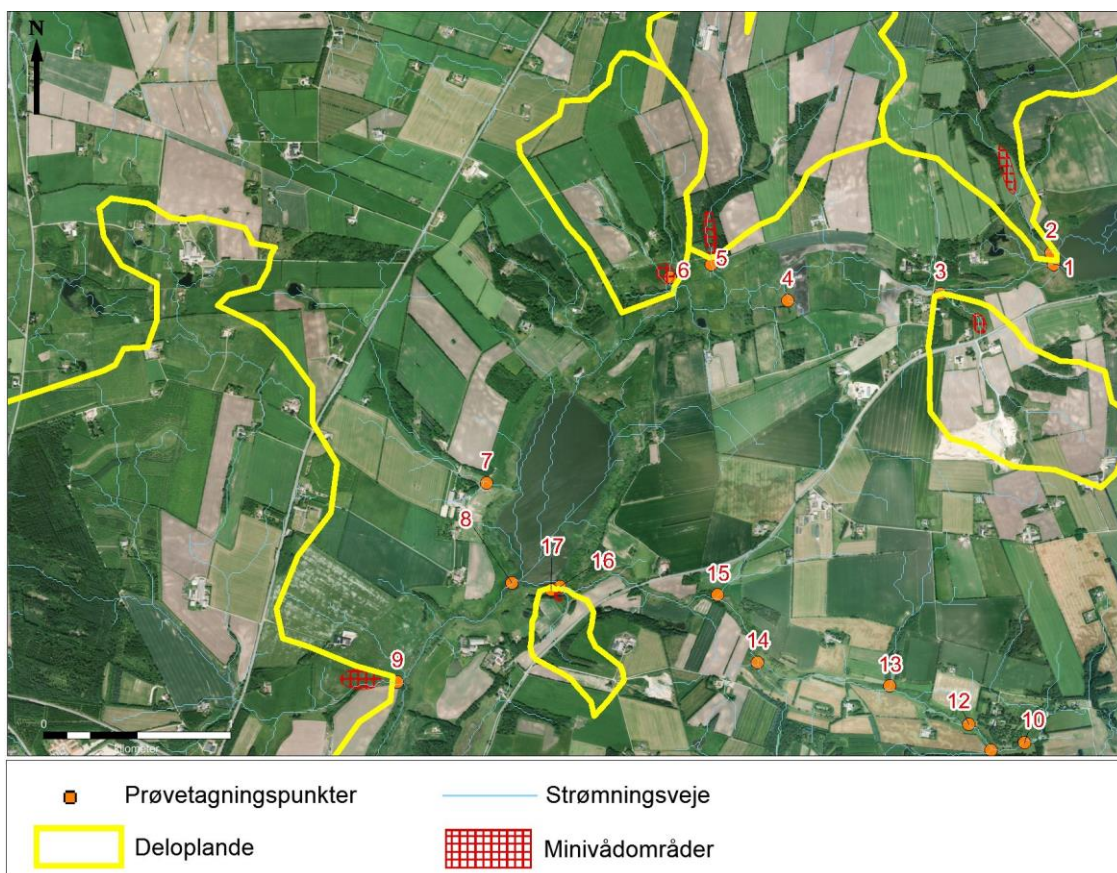
Foto: Minivådområde med åbne bassiner ved Fillerup i Odder Kommune.

Indsamlingen af drænprøver og terrænanalysen viser, at der på nogle landbrugsarealer langs Nørremølle Å mellem Rødding Sø og Loldrup Sø og arealer ned til Stigsbæk opstrøms Loldrup Sø med fordel kan placeres minivådområder til at fjerne fosfor. De bør dog placeres ovenfor lavbundsarealer med udstrømmende grundvand. Vandføringen i dræn/grøfter er skønnet i felten men tillægges ikke så stor betydning, da der er tale om et øjebliksbillede. Det er dog ikke sandsynligt, at den beregnede årsmiddelvandføring fra oplandet kun transporteres gennem dræn/grøfter ved de målte stationer. Det skyldes det relativt sandede opland, hvor en betydelig del af afstrømningen vil ske diffust og via grundvandet. Dette forhold kan ikke direkte overføres til afstrømningen af fosfor, men en del af den opløste fosfor vil følge med udvasket nitrat fra markene ned til grundvandet. Fosfors afstrømningsmønstre er mere komplekse, idet tabet kan ske ved både udvaskning af fosfor og erosion, der ikke nødvendigvis følger de samme

strømningsveje som nitrat og heller ikke omsættes på samme måde. Orbicon har vurderet, at 50 % af vandafstrømningen sker gennem dræn og grøfter fra deloplandene. Det svarer til den gennemsnitlige dræningsprocent i Danmark.

Figur 6.1.4 viser de 6 stationer med deloplande, hvor fosforkoncentrationen og vandafstrømningen er vurderet at være tilstrækkelig høj til at sikre en betydelig reduktion af fosfor. Ved disse 6 stationer er der foreslået en placering af minivådområder uden for arealer, der er omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3. Tabel 6.1.2 viser beregningen af afstrømningen af fosfor i deloplandene og renseeffekten i minivådområdet.

Minivådområdets areal er sat til 1 % af deloplandets areal som anbefalet af Eriksen m.fl. (2015). I alt vurderes der at kunne fjernes ca. 61 kg P/år fra de 6 minivådområder. Effekten skal ses som et potentiale, idet der kan være lokale forhold, der umuliggør etableringen af et minivådområde eller på grund af usikkerheder i beregningerne. Hvis det viser sig, at der kan gennemføres et lavbundsprojekt mellem Rødding Sø og Loldrup Sø med en omkostningseffektiv fosforfjernelse bør det overvejes at udelade etablering af minivådområder langs Nørremølle Å opstrøms Loldrup Sø (st. 2, 3, 4, 5 og 6), da det samme fosfor ikke kan fjernes to gange.



Figur 6.1.4: Deloplande til minivådområder, placering af minivådområder og prøvetagningsstationer.

Tabel 6.1.2: Stationer (dræn og grøfter) som har potentiale til etablering af et minivådområde med tilhørende fosforkoncentrationer, vandføring og estimeret tab af fosfor i minivådområde-

Station	Delopland	Fosforkonc.	Årsmiddelvandføring fra delopland	Felt skønnet vandføring	Estimeret vandføring i dræn	Estimeret P-tab via dræn,	Minivådområde
	km ²	mg total P/l	l/s	l/s	50 % af oplandsafstrømning l/s	Kg P/år	40 % P fjernelse, kg P/år
2	1,32	0,169	14,0	1,0	7,0	37,3	14,9
3	0,69	0,270	7,3	0,8	3,7	31,1	12,5
5	1,53	0,102	16,2	6,5	8,1	26,1	10,4
6	0,83	0,253	8,8	3,0	4,4	35,1	14,0
9*	1,80	0,116	10,3	6,5	5,1	17,8	7,1
16/17	0,18	0,130	2,3	1,0	1,1	4,7	1,9
Sum	6,35					152	61

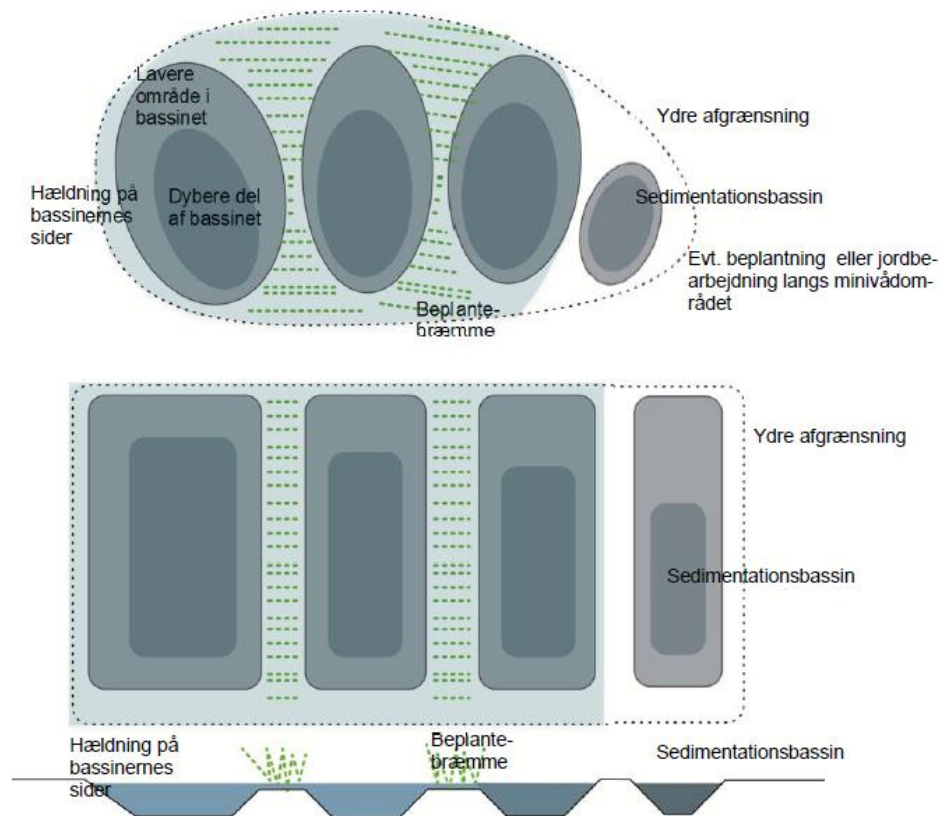
*Deloplandet er opmålt til 7,15 km², men vandføringen vurderes kun at være da en stor del må forventes at løbe i Mikkels Bæk. Oplandet reduceres til 25 %

6.1.4.1. Skitseprojekt

Ved anlæggelse af et minivådområde bør der være fokus på en optimal placering, udformning og størrelse i forhold til terræn, afstrømning, naturbeskyttelse, landskab, landbrugsinteresse m.m. Det er muligt at opnå synergi med andre interesser, som lodsejeren og øvrige måtte have. Det kan være jagtinteresser, rekreative interesser, biodiversitet m.m. Disse forhold skal afklares i et tæt samarbejde med lodsejeren og eventuelt dennes konsulent samt Viborg Kommune, der som ansvarlig myndighed skal meddele de nødvendige tilladelser efter planloven, vandløbsloven og eventuelt naturbeskyttelsesloven.

Minivådområdet består af en række bassiner i et sammenhængende område, som kan placeres i samme kote eller ligge lidt forskudt i terrænet.

Bassinernes vandspejl kan enten stå som ubrudte flader eller kan varieres af beplantning, stensætning eller variationer i bassindybder. Udformning af minivådområder kan gøres enkle som aflange anlæg (typisk 1:3) uden for meget terrænregulering eller det kan gøres mere organisk og tilpasset det omkringliggende landskab med jævnt skrånende bredder (hældning 1:5) af hensyn til f.eks. padder. I princippet kan det udformes, så det ligner en naturlig sø. Figur 6.1.5 viser to typer design af minivådområder (SEGES, 2017).



Figur 6.1.5: Skitser af to udformninger af minivådområder med åbne bassiner (efter SEGES, 2017).

Når formålet er at fælde fosfor anbefales det at etablere minivådområdet med 3 bassiner med et relativt stort sedimentationsbassin, dvs. en lettere modifikation af ovenstående skitser.

- Et sedimentationsbassin (indløb fra dræn) med en dybde på ca. 1 meter og et overfladeareal på 1/3 af minivådområdets areal. Det skal være muligt at opgrave sediment med nogle års mellemrum fra sedimentationsbassinet og tilbageføre det til marken som gødning.
- Et midterbassin med en max. dybde på ca. 1 meter og et overfladeareal på 1/3 af minivådområdets areal. Der bør være jævnt skrånende kanter, så der kan etableres sumpvegetation på bredderne. Mellem sedimentationsbassinet og midterbassinet etableres en lavvandet (dybde ca. 0,25) beplantet bræmme med sumpplanter som tagrør og dunhammer, der forsinket vandafstrømningen og sikrer en god næringsstofftilbageholdelse.
- Et efterklaringsbassin med en max. dybde på ca. 0,6 meter og et overfladeareal på 1/3 af minivådområdets areal. Der bør være jævnt skrånende kanter, så der kan etableres sumpvegetation på bredderne. Mellem efterklaringsbassinet og midterbassinet etableres en lavvandet (dybde 0,25) beplantet

brømme med sumpplanter som tagrør og dunhammer, der forsinket vandafstrømningen og sikrer en god næringsstoff tilbageholdelse.

- Dette bassin forventes at være det mest klarvandede og med en lav dybde vil der kunne etableres sig undervandsplanter ved naturlig indvandring. Denne del af minivådområdet vil kunne opnå den største biodiversitet af vandplanter, vandinsekter, padder m.m.

Minivådområdet vil tiltrække vandfugle og vil derfor forbedre jagtmulighederne. Der bør dog stilles vilkår om, at der ikke foretages fodring og opdræt af ænder, da det vil tilføre minivådområdet så meget fosfor, at anlægget ikke længere har nogen funktion i forhold til at fjerne næringsstoffer til nedstrøms søer.

6.1.4.2. Prisoverslag på indsats

På baggrund af standardpriser i Virkemiddelkataloget (Eriksen m.fl., 2015), der er opstillet på baggrund af konkrete erfaringer med udgifter til etablering af minivådområder er der beregnet en udgift pr. minivådområde ved hver station. Standardpriserne i Virkemiddelkataloget tager udgangspunkt i et anlæg på 1 ha. I Tabel 6.1.3 er priserne ved hver station korrigeret til arealet. Prisen er for et anlæg på højbundsjord, hvor vandet kan løbe til og fra anlægget ved gravitation og der ikke er behov for en pumpe, der fordyrer anlægsgudgifterne. Priserne inkluderer rådgivning, entreprenørarbejde, beplantning, erstatning for udtagning af jord, inspektion og drift i form af trimning af vegetation og friholdelse af tilløb og afløb. Den korrekte pris vil dog altid afhænge af det konkrete projekt, udformning m.m. Desuden må det forventes, at det er relativt dyrere at anlægge et lille minivådområde end et stort.

Den samlede pris for de 6 minivådområder er ud fra standardpriserne opgjort til 1,72 mio. kr. ekskl. moms. Den annuierede pris (årlige omkostninger) for de 6 minivådområder er opgjort til 0,2 mio. kr. ekskl. moms. Det svarer til en omkostningseffektivitet på ca. 3.200 kr. pr. kg P fjernet pr. år.

Et optimalt fungerende minivådområde til fosforfjernelse vil kræve, at ophobet sediment oprenses med ca. 5 års mellemrum, afhængigt af oplandets karakter. Det kan gøres med en traktor med grab eller slamsuger, som udlægger sedimentet på nærmeste dyrkede areal som jordforbedring. Denne udgift er ikke indregnet i Virkemiddelkataloget og må forventes at være 15.000 kr. pr. oprensning incl. konsulentbistand. Med 6 minivådområder vil det være en årlig ekstraomkostning på 18.000 kr. pr. år i gennemsnit. Udgifter til inspektion/tilsyn med minivådområdet er ikke fuldt indregnet i Virkemiddelkatalogets pris og vurderes at være yderligere 2.000 kr. pr. år, så de samlede årlige ekstraudgifter til tilsyn og oprensning er 20.000 kr. for de 5 minivådområder.

Tabel 6.1.3: Areal af minivådområde ved hver station, standardpris til etablering og annuierede udgifter.

Station	Minivådområde areal	Minivådområde pris standard, kr. ekskl. moms	Minivådområde pris annuieret kr. ekskl. moms
	1,0 % af drænopland, ha	Virkemiddelkataloget (uden pumpe)	Virkemiddelkataloget (uden pumpe)
2	1,32	356.771	40.714
3	0,69	186.494	21.282
5	1,53	413.530	47.191
6	0,83	224.333	25.601
9*	1,80	486.506	55.519
16/17	0,18	48.651	5.552
SUM	6,35	1.716.284	195.859

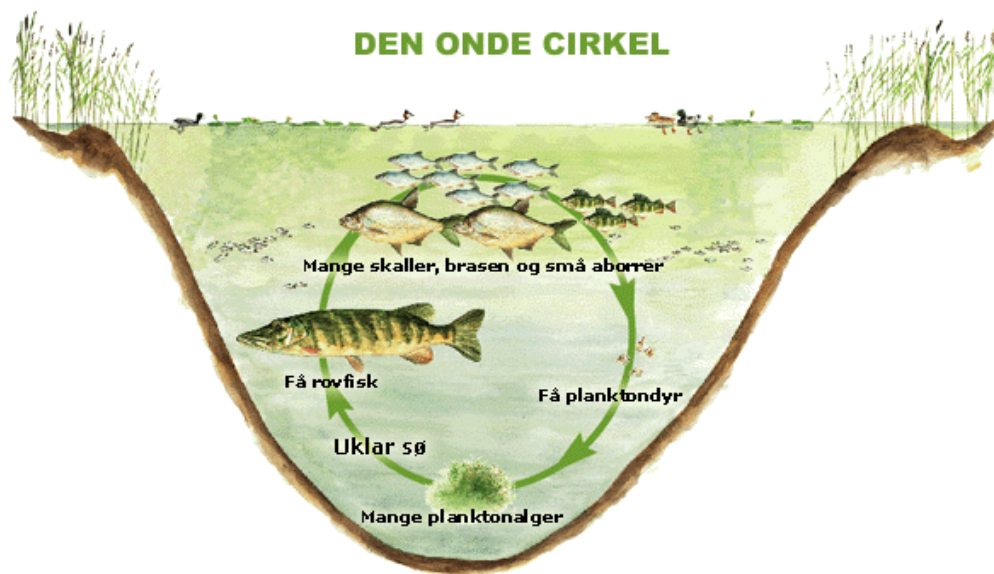
6.2. Fosforindsats ved sørestaurering

Det er muligt gennem sørestaurering i Rødding Sø, Loldrup Sø og Viborg Nørresø at reducere koncentrationen af fosfor i søerne, især den del, der kommer fra frigivelse af fosfor fra sedimentet. Metoderne er biomanipulation ved opfiskning af fredfisk som skaller og brasen og kemisk fosforfældning eller en kombination af disse. Iltning af bundvandet i Viborg Nørresø pågår allerede, hvilket også bidrager til at reducere frigivelse af fosfor fra sedimentet om sommeren.

6.2.1 Opfiskning af fredfisk

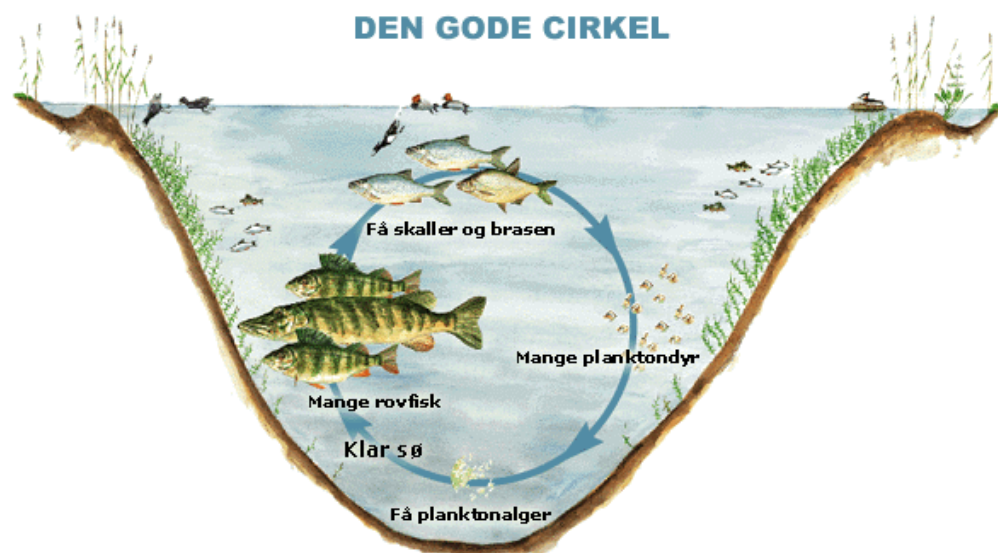
I en analyse af danske søer, hvor der er gennemført indgreb i fiskebestanden, konkluderes det, at der kan opnås positive effekter ved opfiskning af 200-300 kg fisk per ha inden for 3 år. (Liboriussen m.fl., 2007). Generelt anbefales det, at op til 80% af fredfiskenes biomasse fjernes inden for 1-2 år. Opfiskningsmængden øges, jo mere næringsrig søen er. Formålet med opfiskningen er at fjerne skaller, brasen og andre fredfisk, der æder det dyreplankton, som ellers skulle nedgræsse planktonalger. Denne situation betegnes den "onde cirkel", Figur 6.2.1.

En analyse af 27 danske søer, hvor der er foretaget en massiv opfiskning af fredfisk inden for få år viser, at sigtdybden bliver fordoblet ved en opfiskning, mængden af blågrønalger halveres, koncentrationen af klorofyl falder 40 % og koncentrationen af fosfor falder 25 % (Liboriussen m.fl., 2007).



Figur 6.2.1: Den "onde cirkel" i en uklar sø. Skitse Henrik Skovgaard.

Ved en massiv opfiskning af fredfisk øges dyreplanktons græsning på planteplankton, søen bliver mere klar, og en væsentlig del af primærproduktionen flyttes til vækst af vandplanter og benthiske alger. Det forbedrer iltforholdene ved sedimentoverfladen og næringsstofindholdet falder betragteligt. Der bliver føde til opvækst af rovfisk som aborre og mere klart vand er en fordel for rovfisk som gedder, der jager ved hjælp af synet. Den situation betegnes som den "gode cirkel", jf. Figur 6.2.2.



Figur 6.2.2: Den "gode cirkel" i en klarvandet sø. Skitse Henrik Skovgaard

Tabel 6.2.1: Samlet fremstilling af opfiskningens effekt i 27 danske søer på fysisk/kemiske kvalitetselementer og biomassen af planteplankton (baseret på Liboriussen m.fl., 2007).

Parameter	Sigtedybde	Suspenderet stof	Klorofyl a	Total-P	Total-N	Algebio-masse	Biomasse af blågrønnalger
Ændring efter opfiskning	+100%	-40%	-40%	-25%	-25%	-40%	-50%
Effekt, antal år	10-12 år	10-12 år	6-8 år	ca. 4 år	8-10 år	5-6 år	ca. 5 år

Viborg Amt foretog i perioden 1996-1999 i Loldrup Sø en intensiv opfiskning af fredfisk, hvor der blev fjernet i alt 14,4 tons skalle og brasen, hvilket svarer til 369 kg/ha. Dette medførte en kraftig stigning i sigtdybde og plantedække og et markant fald i fosforkoncentrationen (Viborg Amt 2002), især i 2000. Denne forbedring af vandkvaliteten i Loldrup Sø har haft en positiv indflydelse på vandkvaliteten i Viborgsøerne på grund af det reducerede indhold af næringsstoffer i Nørremølle Å, men Loldrup Sø er efterfølgende faldet tilbage til en uklar tilstand uden vandplanter.

En af årsagerne til dette tilbagefald i både Sønder sø og Loldrup Sø var en stor ind- og udvandring af fisk mellem Viborgsøerne og Loldrup Sø. Mærkningsforsøg med fisk udført af DTU Aqua har således dokumenteret, at 30 % af brasenbestanden i 2005 vandrede fra Loldrup Sø til Viborgsøerne, hvorefter Loldrup Sø i 2006 og 2007 var klarvandet med mange vandplanter. I maj 2009 vandrede 40 % af brasenbestanden (35-50 cm) den modsatte vej fra Viborgsøerne til Loldrup Sø, og året efter var Loldrup Sø meget uklar og vandplanterne forsvundet (Christian Skov, DTU Aqua, personlig meddelelse). Der sker også store forflytninger af skaller og små brasener mellem søerne i vinterhalvåret. Disse resultater viser, at det vil være vanskeligt at foretage en afgrænset sørestauration ved opfiskning af fredfisk i Loldrup Sø, som har varige effekter på miljøtilstanden. Desuden er fosforkoncentrationen i Loldrup så høj, at søen i løbet af nogle år vil falde tilbage til tilstanden før opfiskningen.

Koncentrationen af fosfor vurderes stadig at være for høj til at sikre en permanent effekt af en opfiskning, men ved en tilstrækkelig reduktion af tilførslen af fosfor fra oplandet kombineret med opfiskning som tilbagevendende plejeforanstaltning i en årrække, vil der kunne opnås hurtigere forbedringer i vandkvaliteten (lavere fosforkoncentration og mere klart vand) i Loldrup Sø, hvilket også vil gavne Viborg Nørresø. Rødding Sø bør opfiskes samtidigt, da der også kan ske indvandring af nedtrækkende fredfisk til Loldrup Sø herfra. Det er dog vanskeligt at hinde opgang af fredfisk fra Viborg Nørresø, og derfor bør opfiskning betragtes som en plejeforanstaltning så længe, søerne er så næringsrige som tilfældet er.

Hvis Loldrup Sø følger det generelle mønster, vil fosforniveauet i søen falde med mindst 25 %. På baggrund af målte data i Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø svarer det til et fald i fosforkoncentrationen fra de nuværende 0,12 mg P/l til 0,09 mg P/l som årsgennemsnit. Med en beregnet fosfortransport i søens afløb på 900 kg P/år og en fremtidig fosfortransport ($0,09 \text{ mg P/l} \times 7,8 \text{ mio. m}^3 \text{ vand/år}$) på ca. 700 kg P/år reduceres tilførslen af fosfor til Viborg Nørresø med 200 kg P/år ved opfiskning af fredfisk.

6.2.1.1. Prisoverslag på indsats

Ifølge vejledningen om sørestaurering (Søndergaard m.fl., 2016) og baseret på de tidligere danske erfaringer koster opfiskning af fredfisk i størrelsesordenen 10-20.000 kr. per ha søoverflade (se også Liboriussen et al., 2007). Dette beløb dækker dog over store forskelle afhængigt af lokale forhold og omfanget af inddragelse af lokal og frivillig arbejdskraft. I vejledningen om tilskud til sørestaurering (SVANA 2016) er der angivet en pris på 21.000 kr. per ha søoverflade for søer i størrelsen 10-50 ha. Denne standardpris anvendes som grundlag for et prisoverslag.

Med et søareal på 38,9 ha i Loldrup Sø og 21,2 ha i Rødding Sø vil udgiften med en gennemsnitspris på 21.000 kr. pr. ha søoverflade være 817.000 i Loldrup Sø og 445.000 kr. i Rødding Sø, dvs. i alt 1,26 mio. kr. Hertil kommer evt. opfølgende fiskeundersøgelse på 42.000 kr. i hver sø (standardpris). Den samlede udgift til opfiskning vurderes således at være 1,35 mio. kr. Hvis der skal foretages supplerende opfiskninger i årene efter for at forebygge tilbagefald til en uklar tilstand vil beløbet stige.

6.2.2 Kemisk fosforfældning

Ifølge vejledningen i sørestaurering fra 2015 (Søndergaard m.fl., 2015) bør restaurering ved kemisk fosforfældning i søer kun gennemføres, når en række kriterier er opfyldt, og alle disse punkter skal derfor godtgøres og verificeres i forundersøgelsen. Eventuel fosforfældning foretages ved anvendelse af to fældningsmidler; aluminiumsalte eller det modificerede lerprodukt Phoslock. Kriterierne for anvendelse af kemisk fosforfældning fremgår af nedenstående punkter a-f:

a) *Søens P- dynamik er præget af intern P- belastning og søens P- pulje udvaskes ikke eller kun meget langsomt. Typisk sker der kun en ringe transport af P ud af søen om sommeren pga. ringe vandføring. Aluminiumbehandling af søer bør kun bruges til at immobilisere overskud af P i søvandet samt den pulje af P i sedimentet, som kan frigives til søvandet. Aluminium bør altså ikke bruges i søer for at skabe et fældningsbassin for P tilført fra oplandet.*

b) *Det skal være sandsynligt, at P-niveauet efter behandlingen kan overholde de til målopfyldelse svarende P-niveauer angivet i vandområdeplanen.*

c) En sø kan også behandles, hvis behandlingen kan føre til målopfyldelse i nedstrøms beliggende søer, og så behøver kravet om målopfyldelse ikke nødvendigvis at være opfyldt i den behandlede sø. Der kan således forekomme en situation, hvor en behandling ikke medfører målopfyldelse i den behandlede sø; men hvor behandlingen betyder, at søen ophører med at afgive P til en nedstrøms beliggende sø, som derved bliver i stand til at opfylde målsætningerne.

d) Søens alkalinitet er højere end 1 meqv L⁻¹. Polyaluminiumklorid er opløst i saltsyre og dannelsen af Al(OH)₃ ud fra Al³⁺ er yderligere en syredannende proces. Fældning af Al(OH)₃ sker bedst i pH-intervallet 6-6,5. I søer med en lavere alkalinitet end 1 meqv L⁻¹ er der risiko for, at bufferevnen er for lav og at pH-værdi efter tilsætning bliver lavere end dette. I så fald vil man have en høj restkoncentration af Al³⁺, Al(OH)₂⁺ og Al(OH)₂⁺, som alle er særdeles toksiske ioner. Phoslock virker også ved lav alkalinitet, men hvis alkaliniteten er lavere end 0,8 mækv/l anbefales det foreløbigt, at der udføres en test af fældningsegenskaberne i det pågældende vand for at se, hvor hurtigt La i suspension falder til <10 µg/l.

e) Søer med lagdeling eller med forholdsvis lille bølgepåvirkning af sedimentet (relativ stor dybde til trods for manglende lagdeling eller lille påvirkning af vind) er egnede til aluminiumbehandling, hvis kriterium f også er opfyldt. Målet er at undgå resuspension af Al flokken og evt. efterfølgende omflytning. Både Phoslock og Al er følsomme overfor høj turbulens i udbringningssituationen og op til to uger efter for Phoslock og to måneder efter for Al. Phoslock synker langsomt og kan derfor transporteres med vandstrømme i overfladen (ved blæst), mens Al-hydroxid danner en flok, som meget let resuspenderes, indtil den kondenserer i løbet af de første måneder.

f) Søer, hvor der ikke vurderes at være risiko for, at pH i vandet over den aluminiumbehandlede søbund overstiger 8,5 i de første år efter behandling (hvilket kan føre til genopløsning af udfældet Al), er velegnede. Ved Al-behandling af lavvandede søer kan der være risiko for, at udfældet Al genopløses ved høj pH i forbindelse med resuspension af sediment. Det skal vurderes om et indgreb i fiskebestanden forud for Al-behandling kan afværgе risikoen, så Al-behandlingen kan gennemføres alligevel.

Rødding Sø og Loldrup Sø overholder delvist punkt a, idet overvågningsdata viser en forhøjet fosforkoncentration om sommeren, der er betinget af frigivelse af fosfor fra sedimentet, som kun langsomt aflastes via afløbet. Det er også sandsynligt, at søen efter fosforfældning vil kunne opfylde Vandområdeplanens målsætning (kriterie b), når det kombineres med realisering af målbelastningen af søen og eventuelt biomanipulation. Uden fosforbegrænsende tiltag i oplandet vil der kun være tale om symptom behandling, og behandlingen må gentages efter nogle år. I den situation vil punkt a og b ikke være overholdt, men det kan være i oversstemmelse med punkt c.

Alkaliniteten i de to søer er større end 1,0 mækv/l og overholder derfor kriterie d om en tilstrækkelig høj alkalinitet (>0,8 mækv/l).

pH er ofte højere end 8,5 om sommeren i begge søer, og derfor kan anvendelse af kemisk fosforfældning med aluminium ikke anbefales. Da Rødding Sø og Loldrup Sø endvidere er lavvandede og vindpåvirkede, er det et yderligere argument for ikke at anvende aluminium. Hvis disse søer skal restaureres ved kemisk fosforfældning, bør der i stedet anvendes Phoslock.

I Viborg Nørresø, der er en dybere sø, kan man med derimod anvende det noget billigere produkt aluminium.

I vejledningen til sørestaurering (Søndergaard m.fl., 2015) skal der i en forundersøgelse af muligheden for at gennemføre kemisk foretages analyser af fosfor i sedimentkerner fra søen og efterfølgende beregninger af den mobile fosforpulje. Desværre findes der ingen sedimentdata fra Rødding Sø, Loldrup Sø og Viborg Nørresø til en standardiseret beregning, men der foreligger sedimentdata fra 2013 på tre stationer i Viborg Sønder sø, heraf to stationer på større dybde med organisk sediment (Viborg Sønder sø sedimentstation 1 og 2). Sedimentdata fra disse to stationer er nærmere beskrevet af Orbicon (2016) og vurderes at kunne anvendes til en foreløbig beregning af mobilt fosfor i sedimentet i Viborg Nørresø. De to søer ligger meget tæt på hinanden og gennemstrømmes af næsten det samme opland.

I vejledningen er der angivet en metode til beregning af mobilt fosfor, der baserer sig på empiriske data fra 33 danske søer (metode 3). I modellen indgår puljen af totalfosfor i de øverste 10 cm af sedimentet.

$Mobilt P = -22,354 + 0,820 \cdot TP_{sed}$, hvor mobilt P og TP_{sed} er angivet i $\mu\text{mol P/g}$ tørstof.

P_{sed} i de øverste 10 cm af sedimentet på to stationer i Viborg Sønder sø er 1,67 mg P/g tørstof, der kan omregnes til 54 $\mu\text{mol P/g}$ tørstof. Det giver en mobil P-pulje på 22 $\mu\text{mol P/g}$ tørstof, der kan omregnes til 0,68 mg/g tørstof i de øverste 10 cm af sedimentet, som normalt indeholder den potentielt udvekslelige fosforpulje i søsedimenter.

Ud fra en antagelse om en volumen/vægt relation i sedimentet på 1:1,1 som er typisk for organisk søsediment, og med et målt gennemsnitligt tørstofindhold i de øverste 10 cm af sedimentet på ca. 6.5 % på de to stationer, kan der herefter beregnes en arealbaseret mobil P-pulje på 4,9 g P/m² sediment. Niveauet er typisk for danske søer. Det skønnes, at det organisk sediment med mobilt fosfor udgør 2/3 af søens areal på 120 ha. Den samlede potentielle mobil pulje fosforpulje i søen kan herefter skønnes til 3,9 ton P. Hvis hele denne pulje blev frigivet til søvandet på én gang og fordelt jævnt ud i hele søen ville fosforkoncentrationen i søen stige med 0,5 mg P/l. Overslaget i afsnit 4.3.3 på fosforfrigivelse fra sedimentet er lavere og der måles ikke længere koncentrationer over 0,5 mg P/l i Viborg Nørresø. Den reelle fosforfrigivelse i dag vurderes at være lavere end den beregnede mobile fosforpulje, men hvis iltningen af bundvandet

ophørte, ville fosforkoncentrationen i søen formentlig stige, hvis man ikke gjorde andet for at binde den jernbundne fosforpulje.

Der skal forbehold for ovenstående beregning, idet den bør baseres på sedimentkerner fra Viborg Nørresø som foreskrevet i vejledningen til sørestaurering. Det samme gælder Rødding Sø og Loldrup Sø, hvis Viborg Kommune ønsker at gå videre med projektering af kemisk fosforfældning i søerne.

Med en korrekt anvendelse af phoslock må det forventes, at koncentrationen af fosfor i både Rødding Sø og Loldrup Sø reduceres markant. Det forventes, at fosforkoncentrationen som årsgennemsnit reduceres til 0,08 mg P/l, svarende til de nuværende vinterkoncentrationer i Nørremølle Å nedstrøms Loldrup Sø. Det vil medføre en reduktion i fosfortilførslen til Viborg Nørresø på ca. 275 kg P/år. Behandlingen vil begrænse fosforfrigivelsen fra den nuværende mobile fosforpulje i sedimenterne, men uden en indsats i oplandet til Loldrup Sø må fosforkoncentrationen i søen forventes at stige i takt med, at der dannes nye fosforholdige sedimentlag.

Ved behandling med aluminium i Viborg Nørresø vil man kunne reducere den nuværende fosforfrigivelse fra sedimentet og opnå en fosforkoncentration på 0,07 mg P/l eller lavere, afhængigt af øvrige indsatser i oplandet. Behandlingen vil begrænse fosforfrigivelsen fra den nuværende mobile fosforpulje i sedimenterne.

Et væsentligt problem ved kemisk fosforfældning er langtidsholdbarheden. Hvis den nuværende fosfortilførsel ikke reduceres yderligere vil fældningskapaciteten af den udbragte mængde aluminium med årene opbruges, og behandlingen må gentages eller suppleres. Metoden kan således ikke erstatte en reduktion af fosfortilførslen med henblik på opfyldelse af miljømålene i Vandområdeplan 2015-2021, men kan give hurtige og synlige effekter på vandkvaliteten.

6.2.2.1. Prisoverslag på indsats

Generelt er en behandling med Phoslock 3-5 gange dyrere end en tilsvarende behandling med aluminium.

I vejledningen til sørestaurering (Søndergaard, m.fl., 2015) er der vist et eksempel, hvor en sø med en mobil fosforpulje på 5,75 g P/m² søbund (ukendt i Rødding Sø og Loldrup Sø) og et areal på 30 ha restaureres med Phoslock. Udgifterne anslås her til 2,97 mio. kr, hvis alt fældningsmiddel udbringes ad én gang. Hvis beløbet arealkorrigeres til Rødding Sø og Loldrup Sø fås et prisoverslag på 2,10 mio. kr. i Rødding Sø og 3,86 mio. kr. i Loldrup Sø.

Hvis Viborg Nørresø skal behandles med aluminium vil det koste ca. 18.280 kr. pr. ha for søer større end 100 ha (Søndergaard m.fl., 2015), hvis alt fældningsmiddel udbringes ad én gang. Hvis beløbet arealkorrigeres til Viborg Nørresø på 120 ha fås et prisoverslag på 2,19 mio. kr.

Den endelige pris på kemisk fosforfældning vil afhænge af resultaterne af en egentlig forundersøgelse med beregninger af potentielt frigivet fosfor i sedimentet og resultatet af et udbud for løsning af opgaven.

6.3. Fosfor fra spildevand

6.3.1 Regnbetingede udledninger

I det efterfølgende gennemgås indsatsmuligheder og effekt for de enkelte regnbetingede udløb:

U401 - fælleskloak

I middel sker der ét årligt overløb fra bassinet på fælleskloakken. Overløbet sker til regnvandsbassinet med udløb U406, hvilket beskytter Rødding Sø mod eventuelle flydestoffer fra fælleskloakken.

Hvis det fælleskloakerede opland separeres, vil udledningen af fosfor stige med ca. 4 kg, selvom udløbet forsynes med en rensedam, som giver 60 % rensning af fosfor. Så i forhold til udledningen af fosfor kan separering af kloakken ikke anbefales. Da aflastningen af fosfor stort set er 0, vil nedsivning af regnvand på ejendomme stort set ikke kunne reducere udledningen af fosfor. Nedsivning af regnvand kan kun anbefales, hvis der er problemer med kloakkens kapacitet.

U405 - separatkloak

Ind- og udløb til bassinet sker samme sted. Det bør undersøges, om ind- og udløb kan placeres i hver sin ende af bassinet, da det vil optimere rensningen af fosfor. I udledningstilladelse fra 2004 er det permanente volumen oplyst til ca. 700 m³, svarende til ca. 130 m³/red.ha. Dette og placeringen af ind- og udløb betyder, at rensningen af fosfor vurderes til at være 40 % og ikke de 60 % som forudsat i spildevandsplanen.

Det permanente volumen bør udvides til mindst 850 m³ (160 m³/red. ha). Hvis det permanente volumen af bassinet udvides til 1.060 m³ (200 m³/red. ha), kan afløbsvandføringen til Rødding Sø hæves, uden at det har betydning for rensningen af fosfor.

Energi Viborg Vand A/S oplyser, at de påtænker en oprensning af bassinet indenfor en kortere årrække. Orbicon anbefaler, at bassinet både oprenses og ombygges, så det samlet set udleder 3 kg P/år mindre end i dag.

U406 - separatkloak

Energi Viborg Vand A/S oplyser, at bassinet er oprenset i 2016, således at det permanente volumen nu er ca. 900 m³ (200 m³/red. ha) som i projekttegningen. Dermed er den teoretiske rensegrad øget til 60 % som forudsat.

U408 til U406 - separatkloak

Internt bassin med afløb til bassin ved U406. Bassinet er etableret i 2004 i forbindelse med byggemodning af området, for at forhindre opstuvninger i regnvandskloakken nedstrøms. Der udledes først regnvand til bassinet, når vandføringen er større end ca. 20 l/sek. Derfor fungerer bassinet ikke som en egentlig rensedam, men som forsinkelsesbassin og et rekreativt område. Omkring 20 % af regnvandet aflastes til bassinet, hvorfor rensningen her skønnes til 10 -15 %.

REC5-01 – separatkloak

Udledningen sker uden forsinkelse og uden rensning til Nørremølle Å. Der kan eventuelt etableres en rensedam ved udløbet fra Blåkærgård. Det vil kunne reducere den årlige udledning af fosfor med ca. 0,6 kg.

Konklusion:

Det vurderes, at spildevandsplanens angivelse af udledningen af fosfor kan reduceres med 3,2 kg P/år ved at udvinde det permanente bassinvolumen U405 til mindst 850 m³ (160 m³/red. ha), så rensgraden for fosfor øges fra 40% til 60%. Hvis det permanente volumen af bassinet udvides til 1.060 m³ (200 m³/red. ha), kan afløbsvandføringen til Rødding Sø hæves, uden at det har betydning for rensningen af fosfor.

Energi Viborg Vand A/S oplyser, at de påtænker en oprensning af bassinet indenfor en kortere årrække.

I spildevandsplanen er angivet, at udløb U406 flyttes nedstrøms Rødding Sø, hvilket kan øge fosfortilførslen til Loldrup Sø og Viborg Nørresø.

I beregningerne er der ikke taget hensyn til de planlagte oplande 405RP og 413r. Oplandene er planlagt kloakeret med afledning af regnvand fra vejarealer og nedsivning af regnvand på egen grund.

Opland 413r er planlagt med udløb til samme sø, hvor også U410 har udløb til. Er der fortsat ikke behov for afløb fra søen, vil udledningen af fosfor ikke stige.

Opland 405RP vil give ca. 0,5 kg fosfor til Rødding Sø, hvis bassin med udløb U405 udvides. Alternativt kan regnvand fra veje også håndteres ved LAR løsningerne, hvorved der ikke ledes yderligere regnvand og fosfor til Rødding Sø.

6.3.1.1. Prisoverslag på indsats

Økonomien til oprensning af bassin ved U405 er medtaget i Energi Viborg Vand A/S' planer. Ændring af udløbet til at være på modsat side af indløbet, vil kunne udføres for ca. 50.000 kr.

6.3.2 Spredt bebyggelse

I det efterfølgende gennemgås de rensemetoder, hvor kommunen med indsats vil kunne reducere udledningen af fosfor. Kommunen bør undersøge følgende nærmere:

Mekanisk rensning med nedsivningsanlæg (tilladelse ikke påkrævet)

Der er 52 anlæg af denne type. BBR koden betyder, at nedsivningen ikke er godkendt af godkendelsesmyndigheden. Koden er typisk anvendt for ældre anlæg. Derfor kan levetiden for et nedsivningsanlæg (20-30 år) være overskredet. Er dette tilfælde bindes fosfor ikke længere i jorden og derfor sker der eventuel en udledning af fosfor, selvom rensemetoden teoretisk set har 100 % rensning.

Kommunen bør undersøge afløbsforholdene fra alle ejendommene, og om nedsivningsanlæggene fortsat er tilstrækkelige.

Mekanisk rensning med privat udledning direkte til vandløb, sø eller hav

I alt fire ejendomme bør etablere en bedre form for rensning. En ejendom ligger på vandskelsgrænsen. Kommunen bør undersøge, om udløbet sker til oplandet til Viborg Nørresø, før der skal foretages forbedret rensning.

Udledning uden rensning direkte til vandløb, søer eller havet

Kun én ejendom har denne rensemetode. Ejendommen ligger på vandskelsgrænsen. Kommunen bør undersøge afløbstypen, samt om udløbet sker til oplandet til Viborg Nørresø, før der skal foretages forbedret rensning.

Blandet afløbsforhold på ejendommen (er specificeret på bygningen)

Der foreligger tilladelser for de to ejendomme, så rensningen er sandsynligvis bedre end den skønnede. Der skal ikke foretages yderligere, da der er tilladelser.

Anden type afløb

Kommunen bør undersøge afløbsforholdene fra de 15 ejendomme, så der kan vurderes, om der skal foretages forbedret rensning.

Konklusion:

Det forventes, at der kan opnås en reduktion i den årlige fosforudledning på 10-30 kg afhængigt af, hvad de beskrevne undersøgelser på de enkelte ejendomme viser.

Hvis de 52 ejendomme med rensemetode med BBR kode 30 ikke fungerer efter hensigten, vil tabet af fosfor kunne reduceres yderligere med forbedret rensning.

6.3.2.1. Prisoverslag på indsats

I Vandområdeplan 2015-2021 er oplandet til Viborg Nørresø ikke udpeget til forbedret rensning fra spredt bebyggelse. En udpegnings vil kræve en nærmere vurdering af de 22 ejendomme, hvor rensegraden ikke er 100%, se side 40. Hvis de bidrager til at målsætningen for recipienten ikke kan opfyldes, kan de udpeges til forbedret rens-

ning. Det vil efterfølgende være op til ejerne, om de selv vil etablere et nedsivningsanlæg eller minirensanlæg, der opfylder renskravet SOP, eller om de vil anmode om tilslutning til Energi Viborg Vand A/S kloaknet.

Tilslutningsbidraget for en ejendom er ca. 30.000 kr. ekskl. moms. Energi Viborg Vand A/S forventes at have en anlægsudgift pr. ejendom på 100.000 - 150.000 kr. ekskl. moms, hvis tilslutningen kræver etablering af et tryksat system med minipumpestationer.

Den forbedrede rensning skønnes at skulle foretages ved 4 - 20 ejendomme. Hvis en del af de 52 ejendomme med BBR kode 30 skal medtages, vil antallet naturligvis vokse.

6.4. Samlet fosforindsats og økonomisk overslag

I Tabel 6.4.1 er de mulige fosforindsatser, der er gennemgået i denne rapport opgjort i forhold til effekt (reduceret fosfortilførsel til Viborg Nørresø) og økonomi. Der er ikke foretaget en udpegning af økonomiske støttemuligheder eller finansieringen. Det skal her bemærkes, at effektiviteten af lavbundsprojektet er usikker, da der ikke er foretaget en analyse af potentielt frigiveligt fosfor fra jordene efter ændret afvanding. Det har heller ikke været muligt uden en egentlig teknisk og ejendomsmæssig forundersøgelse af et lavbundsprojekt og efterfølgende lodsejerforhandlinger og en eventuel jordfordeling at vurdere prisen på et lavbundsprojekt. Fosforeffekten i Tabel 6.4.1 af de enkelte tiltag kan ikke umiddelbart summeres, da der ved prioritering og valg af virkemidler skal tages højde for overlappende effekter. Eller sagt med andre ord. Det samme fosfor kan ikke fjernes to gange.

Det er Orbicons vurdering, at selv hvis alle foreslåede indsatser gennemføres vil man ikke kunne opnå en reduktion på 793 kg P/år i tilførslen af fosfor fra oplandet til Viborg Nørresø som krævet i Vandområdeplan 2015-2021. Hvis det mål skal nås, skal der samtidig ske udtagning af landbrugsjord i søens opland. Kravene i Vandområdeplan 2015-2021 er bindende for Viborg Kommune, men indsatsbehovet kan revurderes ved basisanalysen til Vandområdeplan 2021-2027. Det skal endvidere nævnes, at sørestauration ved opfiskning og/eller kemisk fosforfældning i søerne kan fremskynde forbedringer ved f.eks. at begrænse fosforfrigivelsen fra sedimentet og begrænse tilførslen af fosfor til nedstrøms liggende søer, men ikke kan erstatte en indsats i oplandet.

Tabel 6.4.1: Fosforeffekt og prisoverslag på mulige indsatser i oplandet til Viborg Nørresø.

	Fosforeffekt på nedstrøms beliggende sø, kg P/år	Prisoverslag, mio. kr. ekskl. moms
Forbedret rensning spredt bebyggelse	10-30	0,60-2,50
Øget bassinkapacitet ved regnbetingede udledninger i Rødding (U 405)	3	0,05
Minivådområder	61	1,72
Lavbundsprojekt mellem Rødding Sø og Loldrup Sø	321*	-
Sørestaurering ved opfiskning i Rødding Sø og Loldrup Sø	200	1,26
Sørestaurering ved kemisk fosforfældning (Phoslock) i Rødding Sø og Loldrup Sø	275	6,00
Sørestaurering ved kemisk fosforfældning (aluminium) i Viborg Nørresø	Reducerer fosforfrigivelsen fra sedimentet og dermed også tilførslen af fosfor til Viborg Søndersø (skønnet nettoeffekt i Viborg Søndersø 158 kg P/år)	2,19

*Beregnet bruttoeffekt. Ved inddragelse af fosforprøver af jordlagene vil effekten formentlig være mindre.

Et muligt scenarie, hvormed reduktionsmålet på 793 kg P/år i Vandområdeplan 2015-2021 kan nås, er opstillet i Tabel 6.4.2 på det foreliggende datagrundlag. Hovedparten af indsatsen bør ske i oplandet til Loldrup Sø, hvor indsatsbehovet alene udgør 605 kg P/år og dermed dækker en stor del af indsatsbehovet for Viborg Nørresø nedstrøms Loldrup Sø. Der vil dog også være behov for en indsats nedstrøms Loldrup Sø for at nå det samlede reduktionsmål på 793 kg P/år for Viborg Nørresø.

Tabel 6.4.2: Forslag til scenarie med fosforindsats i opland og i søer for at nå indsatsbehovet for fosfor i Vandområdeplan 2015-2021 på 793 kg P/år til Viborg Nørresø.

	Effekt fosfor, kg P/år til Viborg Nørresø	Prisoverslag mio. kr. ekskl. moms
Forbedret rensning spredt bebyggelse	10-30	1,6
Øget bassinkapacitet ved regnbetingede udledninger i Rødding (U405)	3	0,05
Lavbundsprojekt mellem Rødding Sø og Loldrup Sø	321*	-
Minivådområder ved station 9 og 16/17	9 kg	0,54
Ekstensivering af land- brugsjord (udover et evt. landbundsprojekt)	440	66,0 (880 ha x 75.000 kr.)
Kemisk fosforfældning med Phoslock i Loldrup Sø og Rødding Sø	Reducerer fosforfrigivelsen fra sedimentet og frem- skynder målopfyldelse	6,00
Kemisk fosforfældning med aluminium i Viborg Nørresø	Reducerer fosforfrigivelsen fra sedimentet og frem- skynder målopfyldelse	2,19
Sum	793	-

*Beregnet bruttoeffekt. Ved inddragelse af fosforprøver af jordlagene vil effekten formentlig være mindre.

7. REFERENCER

Afsar, A. & Groves S. 2009: Eco-toxicity Assessment of Phoslock. PWS report number: TR 022/09

Andersen F.Ø., Reitzel K., Dubke M. & Lotter S. 2010 Effects of Chironomids on sediment – water fluxes of nutrients in Phoslock treated sediments.

By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet, 2010: Test af det fosfat-bindende lerprodukt "Phoslock®" i laboratorieskala. Forfatter: Kasper Reitzel & Henning S. Jensen, Syddansk Universitet.

Bjerring, R., Windolf, J., Kronvang, B., Sørensen, P. B., Timmermann, A., Kjeldgaard, A., Larsen, S. E., Thodsen & H., Bøgestrand, J. 2014. Belastningsopgørelser til søer. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 102 s. - Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 36.
<http://dce2.au.dk/pub/TR36.pdf>

Blicher-Mathiesen, G., Rasmussen, A., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2016. Landovervågningsoplande 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 168 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 205
<http://dce2.au.dk/pub/SR205.pdf>

Eriksen, J., Nordemann Jensen, P., Jacobsen H. B. (2014). Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. Rapport fra DCA- Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.

Flindt, M., Egemose, S., Reitzel K. & Andersen, F. Ø. 2010: Kemisk sørestaurering 2: Undersøgelse af aluminiums, Phoslocks og bentonits betydning for sedimenters fysiske egenskaber. Vand & Jord 17: 35-38

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. & Sortkjær, L. 1997: Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1996. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 211. 106 s.

Jeppesen, E., Jørgensen, T.B., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Meerhoff, M., Liboriussen, L., Holmgren, K. 2009: Klimaændringer i Danmark – Effekt på søer. Vand og Jord. 16. årgang nr. 4, november 2009.

Johansson, L.S., Søndergaard, M., Liboriussen, L. & Jacobsen, T. 2006: Miljøtilstand og udvikling i Viborgsøerne 1985-2005. 55 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 607.
<http://www.dmu.dk/pub/fr607.pdf>.

Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C.. 2010. Konstruerede vådområder som effektive land-skabsfiltre. Vand & Jord nr. 2, 2010.

Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C.. 2013. Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstof-fer i drænvand. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, og DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Landbrug. Aarhus Universitet.

Kronvang, B (red.), Iversen, H.L., Jørgensen, J.O., Paulsen, I., Jensen, J.P., Conley, D., Ellermann, T., Laursen, K.D., Wiggers, L., Jørgensen, L.F. & Stockmarr, J. 2001: Fosfor i jord og vand – udvikling, status og perspektiver. Danmarks Miljøundersøgelser. 90 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 380.

Kronvang, B. et al (2014). Etablering af "intelligent" udlagte randzoner. Notat fra DCE, Nationalt center for miljø og energi, Aarhus Universitet.

Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.) 2007: Sørestaurering i Danmark. Del I: Tværgående analyser. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 88 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 636.

Naturstyrelsen, 2014a: Vandplan 2009-2015. 1.5 Randers Fjord. Hovedvandområdeplan 1.5. Vanddistrikt Jylland og Fyn.

Naturstyrelsen (2014c): Retningslinjer for udarbejdelse af vandområdeplaner 2015-2021. Intern arbejdsinstruks 2014.

Orbicon, 2016: Viborgsøerne (Nørresø og Sønder sø) Rapport om miljøtilstanden og indsatsmuligheder. Rapport til Viborg Kommune.

Orbicon og Hedeselskabet, 2016: Minivådområder med filtermatrice målrettet drænvand Status for effekter og perspektiver 2016. <http://www.hedeselskabet.dk/da/minivaadomaader>

Robb, M., Greenop B., Goss, Z., Douglas, G. & Adeny, J. 2003. Applikation of Phoslock, an innovative phosphorus binding clay, to two Western Australian waterways: preliminary findings. Hydrobiologia 494: 237-243.

Ross, G., Haghsereht, F. & Cloete, T. 2007. The effect of pH and anoxia on the performance of Phoslock, a phosphorus binding clay. Harmful algae 7: 545-550.

SEGES, 2017: www.seges.dk; Indpasning og udformning af multifunktionelle minivådområder. *Indretning og synergi*.

SVANA (2016): Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn. December 2014.

Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Jensen, H., Egemose, S. & Reitzel, K. 2015. Vejledning for gennemførelse af sørestauring. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 149 <http://dce2.au.dk/pub/SR149.pdf>

Thodsen, H., Windolf, J., Rasmussen, J., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Tornbjerg, H., Ovesen, N.B., Kjeldgaard, A. & Wiberg-Larsen, P. 2016. Vandløb 2015. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 68 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 206 <http://dce2.au.dk/pub/SR206.pdf>

Trolle, D., Søndergaard, M. & Bjerring, R., 2015: Sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og søkoncentrationer i danske søer. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 138. Vollertsen, J., Thorkild Hvitved-Jacobsen, Asbjørn Haaning Nielsen, Søren Gabriel. Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S – 2012. Våde bassiner til rensning af separat regnvand.