

Vegetasjonsendring og økologisk tilstand i etterkant av senkningen av Haukåsvatnet i Bergen



Masteroppgave i miljø- og landskapsgeografi

Ole Martin Nuven



Universitetet i Bergen 2018

Forsidebilde: fotografert under feltarbeid ved nordlige del av Hauksvatnet.

FORORD

Dette er avsluttende masteroppgave i miljø- og landskapsgeografi ved Universitetet i Bergen. Veien hit har vært en lærerik prosess, med flere oppturer enn nedturer.

Det er mange som skal takkes. Først og fremst vil jeg rette en stor takk til mine to veiledere, Anders Lundberg og Gidske Læknes Andersen, for god faglig kunnskap, inspirasjon og tilbakemeldinger. På deres kontor føler man seg alltid velkommen. Takk til Vassregion Hordaland v/Sveinung Klyve for assistanse til vannprøvetaking og for å dekke utgiftene for dette.

Takk til informantene Kjell Haukås og Lars Haukås, som i stor grad bidro til at jeg fikk kunnskap om historikken i studieområdet. En takk rettes også til mormor Lise Beck og min gode venn Johannes Hardeng for korrekturlesing. Denne oppgaven hadde nok heller aldri kommet i havn uten mine medstudenter og det gode samholdet vi har hatt i denne perioden, både faglig og sosialt.

Til slutt rettes en takk til alle andre som har bidratt, men som ikke er nevnt, samt familie og venner for oppmuntrende ord og støtte.

Sammendrag

I 1959 ble Haukåsvatnet i Bergen senket for å vinne jordbruksland. Senkningen førte til stort sett gode jordbruksarealer, men medførte store endringer for vannmiljøet og vegetasjonen i og omkring vannet. Norge har gjennom EØS-avtalen sluttet seg til EUs vanddirektiv, og har utarbeidet en nasjonal vannforskrift som skal gjenspeile direktivets mål om god vannforvaltning. Vannforskriften legger opp til at alle vannforekomster i landet skal ha god økologisk tilstand, gjennom en helhetlig og økosystem-tilnærmet forvaltning. Haukåsvatnet har i dag moderat økologisk tilstand, og Hordaland Fylkeskommune har som mål at vannet skal oppnå god økologisk tilstand innen 2021. Formålet med denne studien har vært å kartlegge vegetasjonsendringene senkningen medførte, både for naturtypene i vann og på tilgrensede landområder. I tillegg er det blitt forsøkt å tolke den økologiske tilstanden i vannet i lys av senkningen, samt belyse hvilke faktorer som påvirker tilstanden i dag.

Ved bruk av flere metoder som flybildetolkning, historiske kilder, naturtypekartlegging og vannprøvetaking, er det forsøkt å gi et bilde av hvordan naturtypene som ble berørt av senkningen fremstår i dag, samt å få et mål på dagens økologiske tilstand og ulike tilførsler. Det er også forsøkt å kartlegge kildene til de tilførsler som er målt.

Resultater fra flybildetolkning og naturtypekartlegging viser en klar endring i vegetasjonen i vannet og tilgrensede landområder i etterkant av senkningen. Sumpvegetasjon har gradvis forskjøvet seg utover vannet, og tidligere åpne myrflater har grodd til med trær. Senkningen har fremskyndet den sekundære suksesjonen, både i vannet og på land. I tillegg har endringer i arealbruk bidratt til å forme landskapet slik det fremstår i dag. Senkningen har trolig bidratt til en eutrofiering av vannet, ettersom tilførte næringsstoffer fra jordbruket i etterkant ble konsentrert i en mindre vannmengde, med høyere vanntemperatur. Undervannsplantene som er kartlagt viser en dominans av eutrofieringsbegunstigede arter, og lav frekvens av arter som trives ved næringsfattige forhold. Vannmålingene viser at det fremdeles er tilførsler av ulike stoffer til vannet i dag, med verdier innenfor «moderat» og «dårlig» klassegrense for flere parametere.

Med mål om god økologisk tilstand for Haukåsvatnet innen 2021, må mulige kilder til avrenning som er kartlagt i denne studien nærmere undersøkes, samt andre kilder som ikke har kommet frem. Den fremtidige forvaltningen må være helhetlig og økosystem-tilnærmet, og inkludere naturtypene og det biologiske mangfoldet som har tilknytning til vannet.

Innholdsfortegnelse

Figurliste.....	ix
Tabelliste	x
1 Innledning.....	1
1.1 Introduksjon.....	1
1.2 Avgrensning og problemstilling	2
2 Bakgrunn	3
2.1 Områdebeskrivelse	3
2.2 Berggrunn, klima og vegetasjon	4
2.3 Haukåsvassdraget	5
2.3.1 utfordringer knyttet til forurensning.....	8
2.4 Historikk og tidligere jordbruk i studieområdet	10
2.4.1 Haukås gård.....	10
3 Teoretisk rammeverk.....	13
3.1 Lovgivning og forskrifter som berører forvaltningen.....	13
3.1.1 EUs vanndirektiv, vannforskriften og Regional plan for Vassregion Hordaland. ..	14
3.2 Fysisk-kjemiske prosesser og økologi i innsjøer.....	17
3.2.1 Fysiske og kjemiske egenskaper	17
3.2.2 Makrovegetasjon	18
3.2.3 Eutrofiering	21
3.2.4 Vannvegetasjon som indikator på økologisk tilstand.....	22
3.3 Jordsmonnets fosforinnhold	24
3.4 Suksesjon og klima.....	25
3.4.1 Suksesjon.....	25
3.4.2 Klimaendringenes effekt på vegetasjon	27
3.5 Naturtypekartleggingens historie i Norge.....	29
3.6 Natur i Norge (NiN) – Teorien bak systemet	30
4 Kilder og metoder.....	38
4.1 Historiske kilder	38
4.2 Flybilder og flybildetolkning.....	39
4.3 Feltarbeid	40
4.3.1 Naturtypekartlegging.....	40
4.3.2 Vannprøvetaking	44
4.4 GIS – Geografiske informasjonssystemer	46

4.5 Intervju.....	47
5 Resultat.....	48
5.1 Historiske kilder	48
5.1.1 Senkningen av Haukåsvatnet	48
5.2 Flybildetolkning.....	51
5.3 Naturtypekartlegging	57
5.3.1 Eutrofiering (7EU) – kartlegging av sensitive og tolerante arter	71
5.4 Vannprøver	72
6 Diskusjon.....	74
6.1 Naturtypene i studieområdet.....	74
6.2 Vannets økologiske tilstand i lys av senkningen, og påvirkninger i dag.....	82
6.3 Fremtidige tiltak	87
7 Konklusjon	91
Litteraturliste	92
Appendiks.....	100

Figurliste

Figur 1: Studieområdets plassering i Bergen	3
Figur 2: Avgrenset studieområde	4
Figur 3: Nedslagsfelt for vannene i studieområdet.	6
Figur 4: Døgnmiddelvanntføringer for Haukåsvassdraget	7
Figur 5: Elvemusling	8
Figur 6: Gårdsnummer og eiendomsgrenser	11
Figur 7: Haukås 1969	12
Figur 8: Klasser for økologisk tilstand	14
Figur 9: Organiseringen av arbeidet med EUs vanndirektiv	15
Figur 10: Innsjøens frie vannmasser.	18
Figur 11: Sonering av makrofytter.	19
Figur 12: Blanktjønnaks.	23
Figur 13: Tjønngras.	24
Figur 14: Suksesjon (terrestrialisering) i innsjø.	27
Figur 15: Middeltemperatur juli Bergen	28
Figur 16: Årsnedbør Bergen.....	28
Figur 17: Naturmangfoldhierarkiet i NiN.	32
Figur 18: Kroneperiferi (tresjiktsdekning)	42
Figur 19: Lokalteter for vannprøvetaking.	45
Figur 20: Haukåsvatnet før senkning.	48
Figur 21: Haukåsvatnet før og etter senkning.	49
Figur 22: Kråvatnet, Kipevatnet og Haukåsvatnet etter senkning.	50
Figur 23: Vannareal 1951	51
Figur 24: Sponga før senkning	52
Figur 25: Sponga etter senkning.....	52
Figur 26: Fylling av masser i Kipevatnet	53
Figur 27: Vannareal 1966.....	54
Figur 28: Tilgroing av vegetasjon i Kipevatnet	55
Figur 29: Utvikling av skog mellom Nedre Kipevatn og Indre Kipevatn.....	56
Figur 30: Tresjiktsdekning på tidligere treløse arealer.....	57
Figur 31: Naturtypekart.	58
Figur 32: Kalkfattig helofyttsump.	59
Figur 33: Flytebladsvegetasjon (P2-bc)	60
Figur 34: Vegetasjonssonering av flytebladsvegetasjon og helofytter.....	60
Figur 35: Svært og temmelig kalkfattige myrflater (V1-C-1).....	61
Figur 36: Svært og temmelig kalkfattig myrkant (V1-C-5).	62
Figur 37: Kalkfattig og intermediaær myr- og sumpskogsmark (V2-C-1).....	63
Figur 38: Kalkfattig og intermediaær strand- og sumpskogsmark (V8-C-1).....	64
Figur 39: Blåbærskog (T4-C-1).....	65
Figur 40: Treplantasje (T38-C-1).....	66
Figur 41: Grøftet torvmark (V12)	67
Figur 42: Åker (T44-C-1)	68
Figur 43: Oppdyrket varig eng (T45-C-1).....	69
Figur 44: Sterkt endret innsjøbunn (L8-1).	70
Figur 45: Hul eik	70

Figur 46: Utbredelse av blanktjønnaks og tjønngras.....	71
Figur 47: Flaskestarr og elvesnelle.....	76
Figur 48: Sonering av naturtyper.	78
Figur 49: Trær på Sponga.....	80
Figur 50: Kart over ulike kilder til avrenning	85

Tabelliste

Tabell 1: Kvalitetsselementer og parametere for økologisk tilstand	16
Tabell 2: Egenskaper ved oligotrofe og eutrofe innsjøer.	20
Tabell 3: Fosforgjødsling og P-AL-verdi.	25
Tabell 4: Flyfoto brukt i flybildetolkning	39
Tabell 5: A9-måleskala (tresjiktsdekning)	43
Tabell 6: Parametere og grenseverdier	46
Tabell 7: Tilgrodd areal av vegetasjon i vannene siden 1966.	54
Tabell 8: Vannprøveresultater.	73
Tabell 9: Klassegrenser for elvemusling	86

1 Innledning

1.1 Introduksjon

Naturen er stadig i endring. For å forstå hva den endrer seg mot, må vi vite hva den endrer seg fra og hvorfor disse endringene oppstår. Derfor er det viktig å kjenne til de historiske, økologiske og menneskelige drivkreftene som ligger bak dagens tilstand. I Norge har mange vann blitt senket for jordbruksformål. En senkning av vannstand i innsjøer medfører endringer i vannmiljøet, samt for vegetasjonen og de naturtypene som er tilknyttet vannet. Norge har sluttet seg til et av EUs viktigste direktiver, vanddirektivet, og utarbeidet en nasjonal forskrift som gir føringer for forvaltningen av vann og vassdrag i Norge. Med dette er vi forpliktet til å utøve en helhetlig og økosystem-tilnærmet forvaltning for alle landets vannforekomster.

Denne oppgaven omhandler vegetasjonsendringer og økologisk tilstand i og rundt Haukåsvatnet og andre tilgrensende vann, som sammen utgjør øverste del av Haukåsvassdraget i Bergen. Haukåsvatnet ble senket i 1959 for jordbruksformål, og siden den gang har vegetasjonen i og omkring vannene måttet tilpasse seg nye forhold. Før senkningen bestod vassdragets øverste del av tre vann: Haukåsvatnet, Kipevatnet og Kråvatnet. Senkningen medførte imidlertid at Kipevatnet fikk to avsnørte deler, som gjør at vannene i dag fremstår som fem vann: Haukåsvatnet, Kipevatnet, Nedre Kipevatn, Indre Kipevatn og Kråvatnet.

Haukåsvassdraget, inkludert vannene, har i henhold til den norske vannforskriften i dag moderat økologisk tilstand. Vannforskriften skal sørge for at EU-direktivets mål om vannforvaltning blir gjennomført i Norge. Målet er at alle vannforekomster, fra kyst til fjell, skal ha god økologisk tilstand (Hordaland Fylkeskommune, 2015a). *Økologisk tilstand* er i vannforskriften definert som «uttrykk for tilstanden når det gjelder sammensetning og virkemåte for økosystemet i en vannforekomst» (Vannforskriften. §3, 2006). Tidligere undersøkelser rundt Haukåsvassdraget har vist at det finnes artsrike naturtyper i og rundt vannene, med et stort mangfold av planter, insekter, små krepsdyr og bløtdyr. Området er også viktig for en rekke fuglearter og ørret (Mong, 2013). Haukåsvatnet og de andre vannene er i kommuneplanens arealdel (KPA 2010) regulert som hensynssone for bevaring av naturmiljø (Bergen kommune, 2018). Det er også etablert en hensynssone i nedre del av vassdraget (Haukåselva), ettersom dette er leveområde for den rødlistede elvemuslingen (Bergen kommune, 2007a). Tidligere undersøkelser av senkede vann, blant annet Gjerdevatn i Sømna, Ervikvatnet i Selje og Myrkdalsvatnet i Voss, har påvist at senkningen har ført til store vegetasjonsendringer, og i noen tilfeller til negative økologiske konsekvenser (Skogen & Odland, 1991; Odland, 2002; Mjelde & Aanes, 2009).

Ved bruk av historiske kilder og naturtypekartlegging, vil det være mulig å avdekke i hvor stor grad naturtypene i og rundt vannene har endret seg i etterkant av senkningen. Ettersom senkningen også medførte endringer i vannmiljøet, er det og interessant å tolke vannets økologiske tilstand i lys av senkningen, samt belyse hvilke ytre faktorer som kan påvirke tilstanden i dag. Tidligere undersøkelser av Haukåsvassdraget har de siste årene hatt størst fokus på de nederste vannene (Indre Kipevatn og Kråvatnet) og Haukåselva nedstrøms disse, i forbindelse med bevaring av elvemuslingbestanden. Denne studien vil kunne bidra til å tette kunnskapshull om tilstanden i øverste delene av vassdraget, som til nå har hatt lite fokus.

1.2 Avgrensning og problemstilling

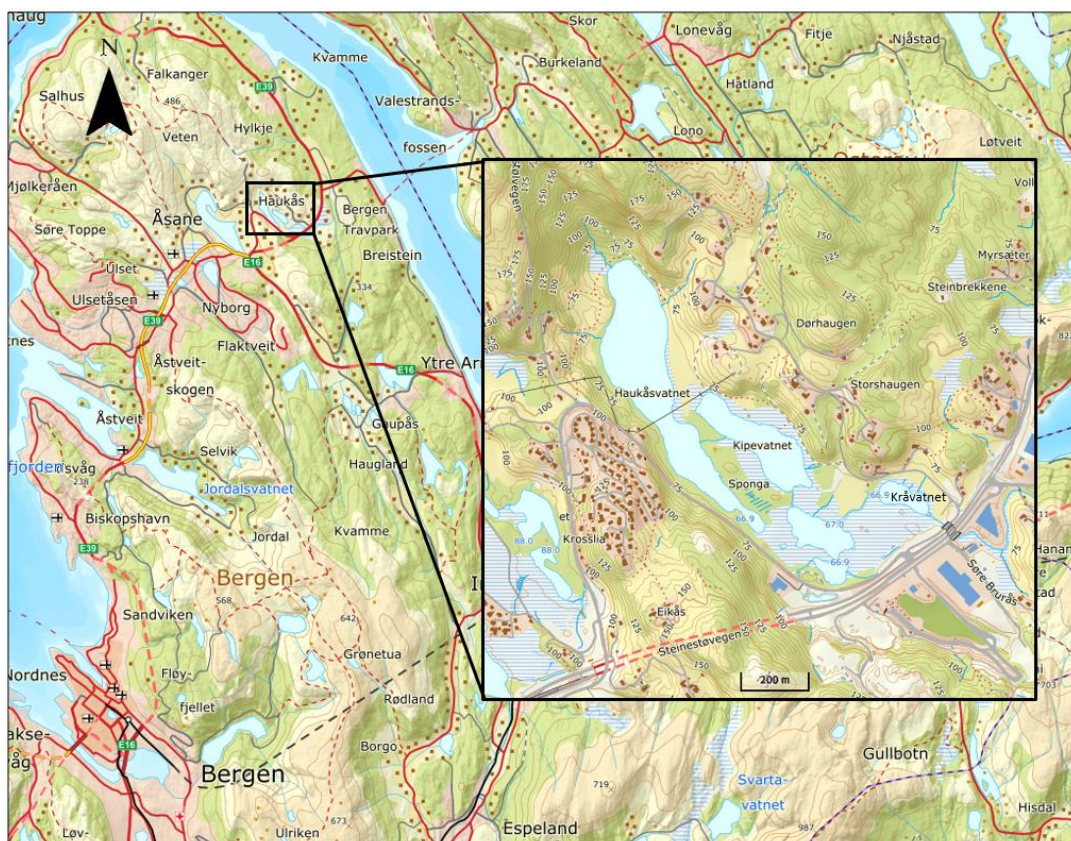
Fokuset i denne studien vil være på vegetasjonen i vannene og de områdene som har blitt berørt av senkningen, men andre arealer/naturtyper i studieområdet er inkludert for å gi et helhetlig bilde av den økologiske sammenhengen som de direkte påvirkede områdene inngår i. Ved bruk av en historisk-geografisk tilnærming, flybildetolkning og naturtypekartlegging etter NiN-systemet, vil jeg søke å gi et bilde av vegetasjonsendringene som har skjedd i etterkant av senkningen. I forhold til den økologiske tilstanden i vannet vil det bli supplert med vannprøver og kartlegging av ulike undervannsplanter som kan fortelle om næringsforholdene. Konsekvenser senkningen kan ha hatt for den økologiske tilstanden i vannet vil bli drøftet, samt hvilke andre faktorer som kan påvirke tilstanden i dag. Funnene vil bli knyttet opp mot EUs vanddirektiv. Jeg håper med dette at mitt arbeid kan bidra til en mer helhetlig forståelse av vassdraget, og at denne kunnskapen kan brukes når tiltak for fremtidig forvaltning skal vurderes. Med denne bakgrunnen er følgende problemstillinger formulert:

1. *Hvilke naturtyper finnes i og rundt Haukåsvatnet og de andre vannene i dag, og hvordan gjenspeiler disse de endringene som senkningen medførte?*
2. *I hvilken grad har senkningen av Haukåsvatnet hatt betydning for vannets økologiske tilstand, og hvilke påvirkninger finnes i dag?*
3. *Hvilke tiltak kan gjøres for å bedre den økologiske tilstanden i vannene?*

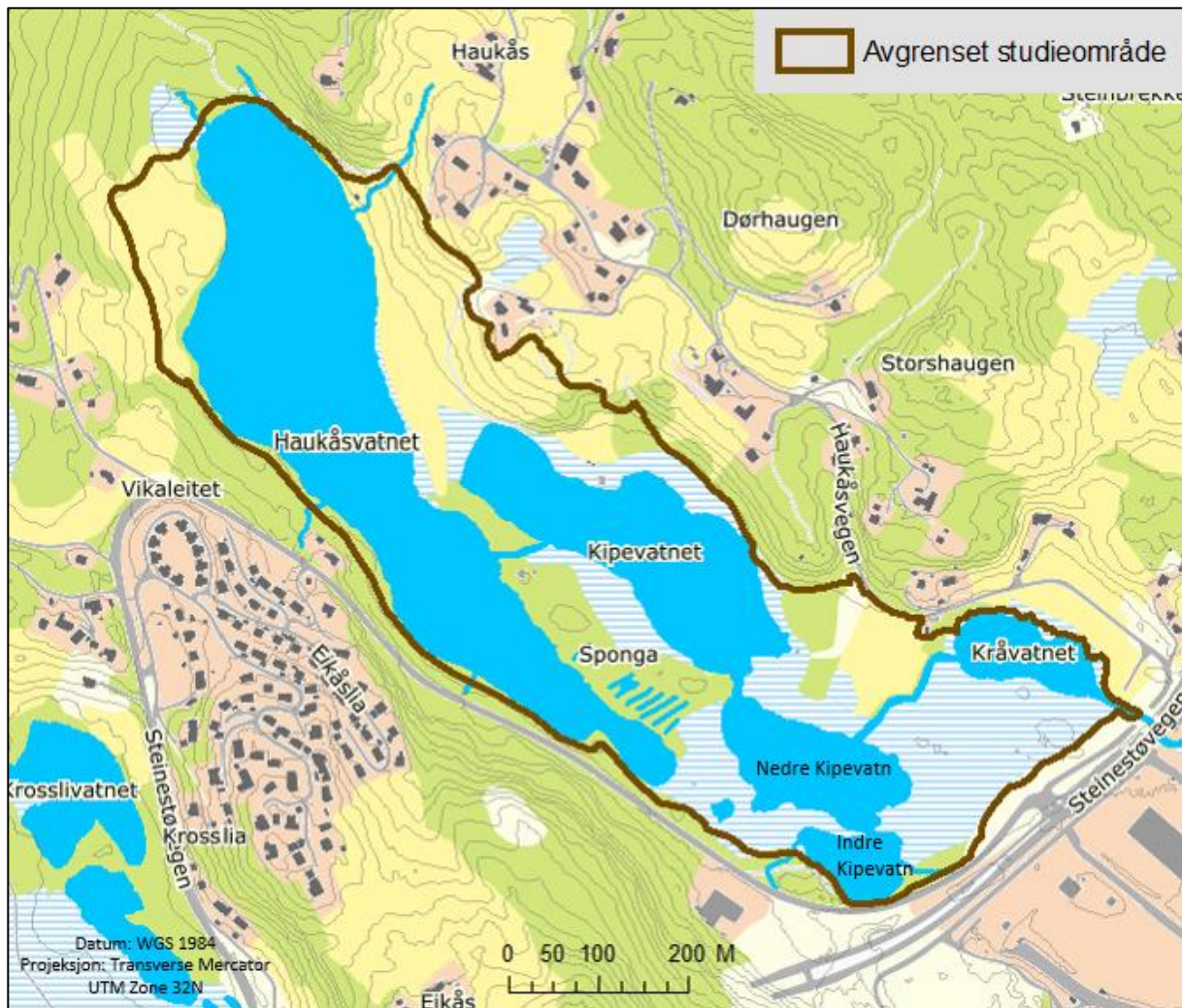
2 Bakgrunn

2.1 Områdebeskrivelse

Studieområdet er lokalisert på Haukås i Åsane, nord i Bergen kommune (figur 1). Åsane ligger på en halvøy med Sørfjorden i øst, Salhusfjorden i nord og Byfjorden i vest. Haukås ligger på den østre delen av halvøya. Her er Haukåsvatnet, Kipevatnet, Nedre Kipevatn, Indre Kipevatn og Kråvatnet, som utgjør øverste del av Haukåsvassdraget. Det avgrensede studieområdet inkluderer vannene, samt tilgrensede områder på land (figur 2). Fra vannene går Haukåsvassdraget videre nordover hvor det har utløp i Sørfjorden. På vannenes nordøstside er det spredt bosetting og flere gamle gårdsbruk som bærer preg av å ikke lenger være i aktiv drift. Vest for Haukåsvatnet er Vikaleitet hvor det er et boligfelt, og i nord/nord-vest rager Vetten (486 m.o.h.) som Åsanes høyeste fjell. Vannene grenser til Europavei 39 i sørøst. Sør for vannene, på andre siden av E39, ligger et område kalt Ovnene, hvor det blant annet er et steinknuserverk og motorsportsenter. Videre nordover langs Haukåselva har det i løpet av de siste ti årene vært store utbygginger av ulike næringsvirksomheter, blant annet Felleskjøpet-butikk, bilforretninger, byggevareforretning og betongfabrikk. Her ligger også en travpark.



Figur 1: Studieområdets plassering nord i Bergen. ©Kartverket.



Figur 2: Avgrenset studieområde med Haukåsvatnet, Kipevatnet, Nedre Kipevatn, Indre Kipevatn og Kråvatnet, samt tilgrensende landområder. ©Kartverket.

2.2 Berggrunn, klima og vegetasjon

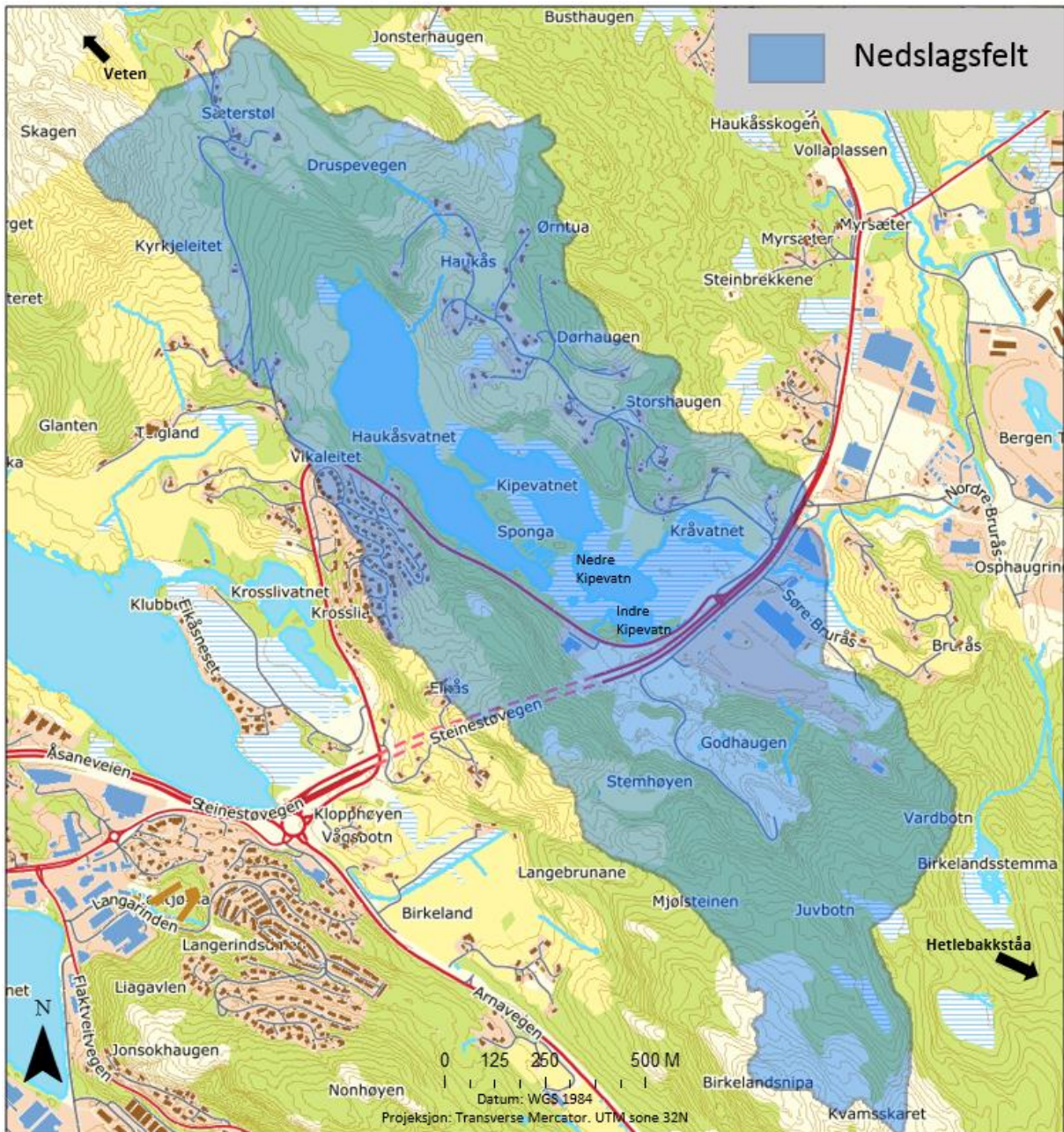
Haukås har et oseaanisk klima med forholdsvis milde vintre og kjølige somre. Nedbørsdata viser at årsmiddelnedbøren for normalperioden 1961-1990 var på ca. 2250 mm (Førland, 1993), mens den for perioden 1991-2017 er noe høyere med 2484 mm (Meteorologisk institutt, 2018). I henhold til vegetasjonssoner presentert i Moen (1998) ligger Haukås i den boreonemorale sone. Dette er en overgangssone mellom de nemorale løvskogsområdene i sør og de boreale barskogssområdene i nord og høyereliggende områder. Det fuktige oseaaniske klimaet skyldes de fuktige luftmassene som kommer inn fra havet i vest, som gir nedbør ved avkjøling. Vegetasjonen i området ligger derfor innenfor klart oseaanisk seksjon, som ifølge Moen (1998) er preget av edelløvskog, bar- og bjørkeskog og myr. Sumpskog med svartor, skråninger med varmekjære løvtrær og næringsfattige myrområder med furu og bjørk er de dominerende vegetasjonstypene på land i studieområdet. I tillegg finnes spredte flekker med granplantefelt

rundt vannene. I vannkanten og i vannet er både sumpvegetasjon og flytebladsplanter dominerende. Av fiskearter er det ørret, røye og ål i vassdraget (Bergen kommune, 2007b). Området bærer som nevnt ellers preg av flere brakklagte jordbruksarealer som er i en gjengroingsfase, med høyvokste urter og unge individer av løvtrær. Åsane var tidligere et jordbrukssamfunn, ettersom forholdene flere steder, inkludert Haukås, lå godt til rette for gressproduksjon (Haukedal, 1956). I dag er jordbruket nesten avviklet, og de få bøndene som er igjen er for det meste deltidsbønder (Fyllingsnes, 2007).

Nærheten til havet sørger for at det er relativt stabile temperaturforhold, med en normaltemperatur (1961-1990) på ca. 7,7 C° (Førland, 1993). Topografien i studieområdet varierer fra flatt til småkupert, fra 67 moh. til 90 moh. Berggrunnen består hovedsakelig av granittisk og svenittisk gneis i veksling med kvartsittisk bergart, og er en del av Lindåsdekket (NGU, 2017). Dette tilsier at berggrunnen er kalkfattig og lite næringsrik (Moen, 1998). Av løsmasser er det hovedsakelig forvitningsmateriale på vannenes vestsida, tykk morene i nordenden og bart fjell på vestsida. Marin grense markert på NGUs løsmassekart ligger lavere enn studieområdet (NGU, 2017), og det antas derfor at det ikke finnes marine avsetninger i området.

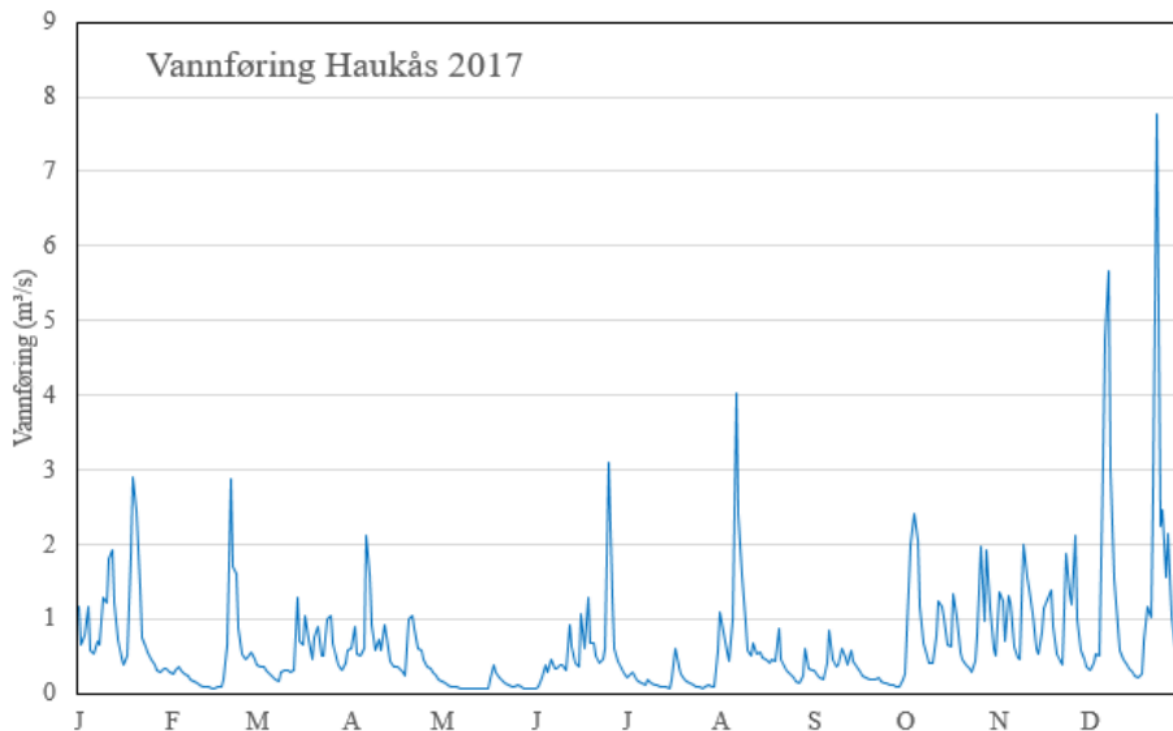
2.3 Haukåsvassdraget

Haukåsvassdraget strekker seg fra Haukås og nordover langs Haukåsmyrane til Hylkjebukta, hvor det har utløp i Sørfjorden. Vassdraget er del av Voss-Osterfjorden vannområde (Vannnett, 2018). Fra Kråvatnet går utløpet til Haukåselva som renner ut i fjorden. Middelvannføringen i vassdraget, registrert av Norges vassdrags og energidirektorat (NVE) sin målestasjon i Haukåselva, har de siste ti årene vært 0,55 m³/s. Sesongvariasjonene har disse årene vært typiske med litt over middels vannføring på vinteren, avtagende fra april og gjennom sommeren, og økende igjen utover høstmånedene fra oktober til desember (Johnsen et al., 2018). Nedslagsfeltet til hele vassdraget er totalt 8,6 km² (Johnsen et al., 2018), mens nedslagsfeltet til vannene i studieområdet (før utløpet til Haukåselva) er på til sammen 2,19 km² (figur 3). Haukåsvatnet, Kipevatnet, Nedre Kipevatn, Indre Kipevatn og Kråvatnet utgjør til sammen et overflateareal på ca. 0,17 km². Haukåsvatnet og Kipevatnet har en gjennomsnittsdypde på 12 meter, og Haukåsvatnet har en maks dypde på 35 m. Vannene har en utskiftning på ca. 2,8 ganger per år, og en oppholdstid på ca. 4 måneder (Bjørklund et al., 1994).



Figur 3: Nedslagsfelt for vannene i studieområdet. Nedslagsfeltet utgjør en av tre hovedgreiner til Haukåsvassdraget. Den andre greinen har sitt utspring ved Vetten (nordvest) og den tredje kommer fra Hetlebakkståa i sørøst. Utarbeidet fra den nasjonale høydemodellen (DEM) 10X10 m. ©Kartverket.

Figur 4, med tillatelse hentet fra Johnsen et al. (2018), viser døgnmiddelvannføringer i Haukåsvassdraget for 2017 fra NVEs registreringer nede i Haukåselva. Grafen viser store svingninger i vannføring gjennom 2017.



Figur 4: Døgnmiddelvannføringer for Haukåsvassdraget i 2017, fra NVE målestasjon nede i Haukåselva. Figur hentet fra Johnsen et al., (2018).

I forbindelse med arbeidet med vannforskriften har Miljødirektoratet i samarbeid med NVE utarbeidet et nettbasert kartverktøy kalt Vann-Nett (Vannportalen, 2015). Med dette verktøyet kan man få informasjon om miljøtilstand i en ønsket vannforekomst på en enkel og rask måte, der det utvalgte området vises i et kartutsnitt. Tjenesten viser informasjon om miljøtilstand kun for selve Haukåsvatnet og Haukåselva, da de andre vannene øverst i vassdraget er for små til å utgjøre en vannforekomst. Her må man anta at tilstanden i de andre vannene kan variere noe fra hva den er i Haukåsvatnet. I følge Vann-Nett (2018) er Haukåsvatnet en innsjø av typen liten, kalkfattig og klar (TOC2-5), og den økologiske tilstanden er antatt å være moderat i henhold til vannforskriften. Moderat økologisk tilstand tilsvarer at «verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen vannforekomst avviker moderat fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold» (Vannforskriften. Vedlegg V. 2006). For Haukåsvatnet er det ifølge Vann-nett (2018) tre påvirkningsfaktorer knyttet til den økologiske tilstanden som er gjeldene, alle relatert til forurensning. Disse er diffus avrenning fra husdyrhold/husdyrgjødsel, diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur og diffus avløp fra spredt bebyggelse. Det er mål om å oppnå god økologisk tilstand i vannet innen 2021.

2.3.1 utfordringer knyttet til forurensning

Da Haukåsvatnet ble undersøkt i 1994, ble det konkludert med at forholdene var meget næringsrike, med store tilførsler fra landbruksavrenning og trolig kloakk (Bjørklund, 1994). Store tilførsler av organisk stoff tidlig om våren førte til et stort oksygenforbruk i det nederste vannlaget, noe som førte til oksygenfrie forhold i bunnvannet. Spredning av husdyrgjødsel på jordene ble antatt å være kilden. Det gjennomsnittlige innholdet av fosfor i Haukåsvatnet, basert på månedlige vannprøver fra mai til oktober, var på 22 µgl, og av nitrogen 579 µgl (Bjørklund, 1994). Målingene ble kun tatt i Haukåsvatnet, og ikke i de andre vannene. En ny undersøkelse i 2000 viste at belastningen av organisk stoff var mindre, og at perioden med oksygenfritt bunnvann var et par måneder kortere. Fosfortilførslene var allikevel betydelige, med et gjennomsnittlig innhold på 20 µgl. Landbruksavrenning ble antatt å være eneste aktuelle forurensningskilde (Hobæk & Bjørklund, 2004).

Haukåselva nedstrøms vannene har vært påvirket av ulike virksomheter i mange år. I 2002 ble det økt oppmerksomhet rundt vassdraget etter at miljøsjef i Bergen kommune, Håvard Bjordal, påviste at det fortsatt fantes elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Haukåselva (figur 5). Frem til da hadde bestanden vært ukjent for forvaltningen (Hobæk et al., 2004). Elvemuslingen er kategorisert som sårbar (VU) på norsk rødliste for arter, og er fredet (Henriksen & Hilmo, 2015). Elvemusling utgjør i tillegg en nøkkelart i økosystemet i elva, ettersom de renser og filtrerer vannet (Miljødirektoratet, 2016).

Etter at denne forekomsten ble kjent, ble det lagt stor vekt på miljømessige tiltak for å bevare elvemuslingbestanden i elva, og på å kartlegge forurensningskilder. En undersøkelse gjort av NIVA i 2004 konkluderte med at bestanden var liten og «forgubbet», og det ble antatt at den ikke ville overleve dersom det ikke ble satt inn miljøforbedrende tiltak. Hovedproblemet ble antatt å være betydelige tilførsler av partikler som førte til at bunnsubstratet ble nedslammet og spesielt uegnet for unge muslinger (Hobæk et al., 2004).



Figur 5: Elvemusling *Margaritifera margaritifera*. Foto: Sveinung Klyve.

Avrenning fra jordbruket i den mest intensive perioden på 1960-tallet har trolig også medvirket til kraftig reduksjon i bestanden, men disse tilførslene er mindre i dag (Hobæk et al., 2004). Høsten 2017 ble en betydelig andel av voksne elvemuslinger funnet døde i Haukåselva, der det i obduksjonen ble slått fast at muslingene sannsynligvis hadde vært utsatt for en ytre påvirkning som har skadet gjellevevet (Johnsen et al., 2018).

Sørøst for Indre Kipevatn ligger steinbruddet Ovnene, hvor det i lange perioder har vært lagring og bearbeiding av bygningsavfall (Hobæk et al., 2004). Både Ovnene og motorsportsenteret ved siden av har avrenning til Indre Kipevatn. Hobæk et al. (2004) konkluderte med at de største kildene til partikkelavrenning til vassdraget var området ved steinbruddet i Ovnene, motorcrossbanen, travparken og øvingsbanen langs Haukåsmyrane. Ifølge Johnsen et al. (2018) har vannkvaliteten målt ved utløpet av Kråvatnet vært «svært dårlig» i minst 15 år, ettersom spesielt turbiditetsmålinger har vært langt over ønsket toleransegrense for elvemusling. I 2007 ble Haukåsvassdraget utpekt som et satsningsvassdrag i forvaltningsplanen for vassdrag i Bergen, noe som vil si at vassdraget ble gitt prioritet med tanke på å få bukt med forurensningsproblemer (Bergen kommune, 2007a). I perioden 2015-2017 utførte Rådgivende Biologer AS på oppdrag fra Fylkesmannen i Hordaland en nærmere kartlegging av forurensningskilder for elvemuslingen i Haukåselva, samt tre andre vassdrag. Her fant de at Haukåselva hadde en muslingbestand på 1000 individ (Eilertsen et al., 2017). Turbiditet, samt høyt innhold av nitrat/nitritt og fosfor ble konkludert med å være de faktorene som gjorde vannkvaliteten i vassdraget ugunstig for elvemuslingen. Helt fra utløpet ved Kråvatnet ble disse tre parameterne målt til å være for høye (Eilertsen et al., 2017).

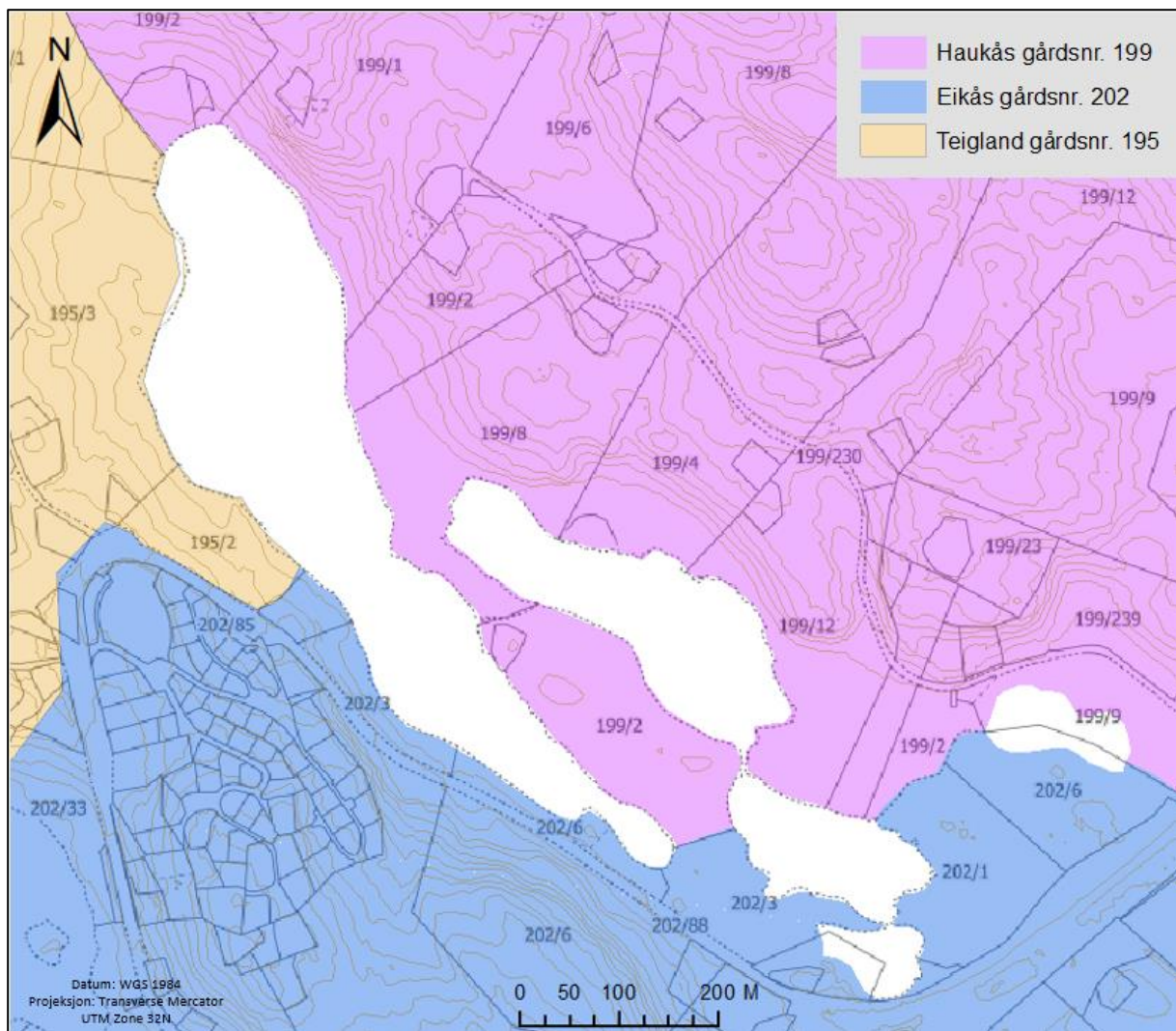
Statens Vegvesen oppgraderte i perioden 2011-2014 E39 mellom Vågsbotn og Nordre Brurås. I forbindelse med arbeidet ble det bygget tunnel gjennom Eikåsen, der tunnelens øst-åpning ble laget svært nær Indre Kipevatn. Det var forventet at Indre Kipevatn ville bli påvirket under arbeidet, da dette ble brukt som sedimentasjonsbasseng for tunellvannet etter rensing. Her ble det satt opp to siltgardiner for å hindre ytterligere spredning av partikler videre gjennom Nedre Kipevatn og mot Haukåselva (Wyspianska, 2016). Det er nå laget et sedimentasjonsbasseng for den nye veistrekningen, der vannet går fra bassenget og videre til Indre Kipevatn (Eilertsen et al., 2017).

2.4 Historikk og tidligere jordbruk i studieområdet

I Åsane, som i andre bygder i Norge i tidligere tider, var det selvbergingsjordbruk med naturalhushold som var levemåten. Det gjaldt å avle og skaffe alt det man trengte fra egen gård og med egen hjelp (Haukedal, 1956). Utover 1800-tallet kom det store hamskiftet til jordbruket i Norge. I stedet for å drive selvbergingsjordbruk, ble bøndene nå del av en større økonomisk helhet der det gjaldt å dyrke for å få selge varene sine på et marked. Man brukte bare noen få av produktene man dyrket til eget forbruk. Denne endringen skjedde tidlig i Åsane, ettersom det var lett å selge varene grunnet nærheten til byen (Haukedal, 1956). I tillegg kom jordskifteloven i 1857, som gjorde at bøndene fikk samlet sine jordteiger og dermed fikk større hele stykker å arbeide med. Dette gjorde bruk av maskiner lettere, som forenklet arbeidet (Lundberg, 2005).

2.4.1 Haukås gård

Haukås gård strekker seg fra Haukåsvatnet og ned til Sørfjorden, og er i utstrekning en av de største gårdene i Åsane (Fyllingsnes, 2007). Den er en av tre matrikkelgårder som har eiendom som grenser mot vannene, sammen med Teigland og Eikås. Det er blitt lagt størst vekt på Haukås da denne har eiendommer som grenser til vannene på øst- og nordøstsiden, og det er her vi finner de arealene i studieområdet som har vært mest intensivt drevet (figur 6). Ut i fra landskylda har Haukås vært en av de beste gårdene i Åsane, med en bosetning som kanskje går så langt tilbake som til yngre steinalder. Man anslår at det på 1600-tallet levde ca. 30 personer på gården, og folketallet fortsatte å øke utover 1700-tallet. Videre frem mot 1900-tallet ble Haukås mer bruksdelt, og ved hundreårsskiftet var det sju gårdbrukerfamilier og tre husmannsfamilier her. Gården opplevde videre en markant folkeøkning utover 1900-tallet (Fyllingsnes, 2007).



Figur 6: Gårdsnummer og eiendomsgrenser til gårdene som grenser til vannene. Jordbruksarealene som har vært mest intensivt drevet etter 1960 ligger under Haukås gård (nr.199). ©Kartverket.

Tidlig på 1700-tallet livnærte folka på Haukås seg av husdyrhold og salg av ved, hvor det først og fremst var salg av husdyrprodukter i Bergen som gav hovedinntekten. Det lille de hadde av kornavling gikk til eget forbruk (Fyllingsnes, 2007). Det var trolig torv som i størst grad utgjorde brenselet til tross for god tilgang på ved i området. Sør på Haukås lå det gode torvmyrer, og torvhøstinga pågikk frem til omtrent midten av 1900-tallet. Rundt 1800-tallet ble poteten en sentral del av kostholdet i Norge, og dette ble også dyrket på Haukås (Fyllingsnes, 2007).

Gjennom hele 1900-tallet ble det drevet jordbruk på Haukås, men etter hvert ble det vanligere å kombinere gårdsdrifta med annen inntekt. I jordbrukstellinga fra 1939 er det listet opplysninger fra 13 brukseiere. Tre av brukene hadde ikke husdyr, men dyrka litt poteter og grønnsaker. I 1969 var det hele seks av ti bruk som fungerte som tilleggsnæring, men landskapet bar fremdeles betydelig preg av jordbruksdrift (figur 7). Ved slutten av 1900-tallet gikk jordbruket sterkt tilbake i området (Fyllingsnes, 2007).



Figur 7: Haukås, 1969, sett fra nord-vest. Fremst i bildet er Eikåsen og Vikaleitet hvor det i dag er et boligfelt. (Universitetet i Bergen v/ Billedsamlingen).

3 Teoretisk rammeverk

I dette kapittelet vil det bli rede for relevant teori med betydning for oppgavens problemstillinger. I dette inngår lovverk, ferskvannøkologi og faktorer som påvirker vegetasjonen som skal undersøkes. Til slutt presenteres teorien bak NiN-systemet, som har vært metoden for naturtypekartleggingen.

3.1 Lovgivning og forskrifter som berører forvaltningen

Forvaltning av norsk natur har siden begynnelsen av 1900-tallet vært gjennom store forandringer. I begynnelsen skulle mange nye områder vernes, og de fleste verneinteressene var i stor grad knyttet til fjellet. Ettersom naturen både i Norge og globalt har blitt mer truet, kreves det i dag en bredere tilnærming til vern og forvaltning enn det «klassiske» områdevernet fra naturvernloven av 1970 (Bugge, 2011). Naturmangfoldloven (2009) har forvaltningsmål for naturtyper og økosystem (§4) og arter (§5), der det stilles krav om at naturtyper og arter skal tas vare på i sine naturlige utbredelsesområder. Plan- og bygningsloven, vannressursloven og forurensningsloven er også lover med retningslinjer for ivaretaking av naturen ved menneskelige inngrep.

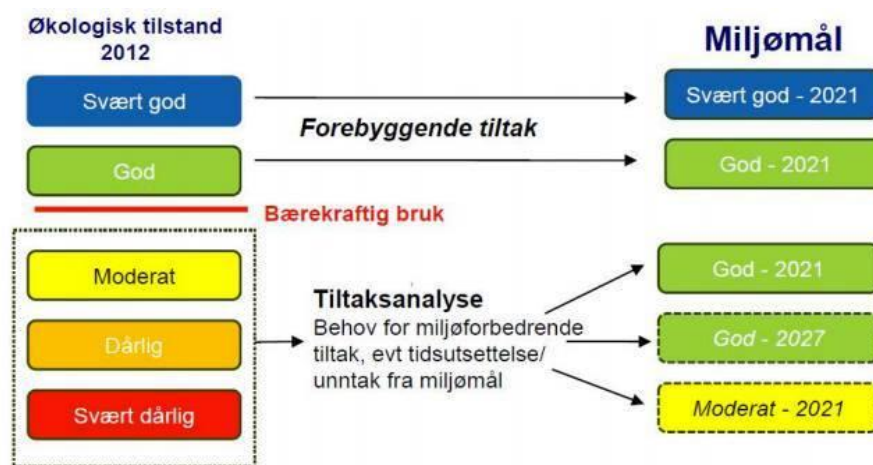
Vannressursloven har som formål å sikre forsvarlig bruk og forvaltning av vassdrag og grunnvann, og inkluderer dermed alt stillestående og rennende overflatevann, med tilhørende bunn og bredder. §5 sier at *enhver skal opptre aktsomt for å unngå skade eller ulempe i vassdraget for allmenne eller private interesser* (VRL. §5, 2001).

Plan- og bygningsloven er loven om planlegging og byggesaksbehandling i Norge. Den har som formål å fremme bærekraftig utvikling til beste for den enkelte, samfunnet og fremtidige generasjoner. I §1-1 tydeliggjøres det at *det skal legges vekt på langsiktige løsninger, og konsekvenser for miljø og samfunn skal beskrives* (PBL. §1, 2009).

Forurensningsloven skal verne det ytre miljøet mot forurensning og redusere eksisterende forurensning. Forurensninger og avfall skal *ikke føre til helseskade, gå utover trivselen eller skade naturens evne til produksjon og selvfornyelse* (Forurl. §1, 1983).

3.1.1 EUs vanddirektiv, vannforskriften og Regional plan for Vassregion Hordaland.

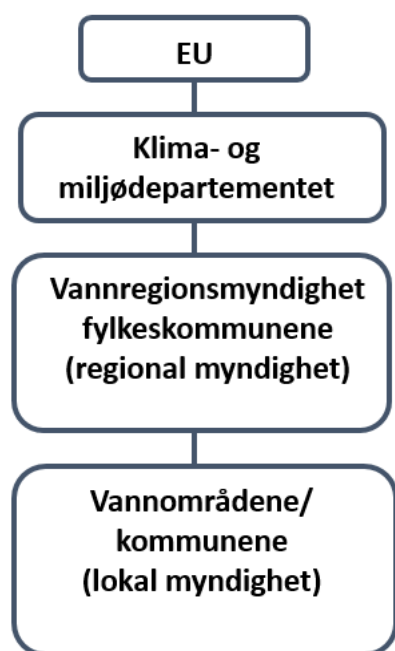
EUs vanddirektiv er et internasjonalt rammeverk som legger retningslinjer for vannforvaltningen i Norge, og gir konkrete miljømål som Norge er forpliktet til å nå. Forurensning skal fjernes, og det skal settes inn tiltak der det trengs for å styrke miljøtilstanden gjennom målrettede tiltak (Miljødirektoratet, 2013). Den norske vannforskriften ble vedtatt i 2006, og skal sikre at vanddirektivets mål om vanntilstand blir gjennomført i den norske forvaltningen. Vannforskriften er derfor hjemlet i blant annet vannressursloven, forurensningsloven og plan- og bygningsloven, og gjenspeiler direktivets rammer om hva som er god vannforvaltning (Bugge, 2011). Vannforskriftens forvaltningsmål skiller seg fra tradisjonell norsk vannforvaltning ved at den har en økosystemtilnærming som tidligere har vært fraværende. Det er et mål om at alle vannforekomster i Norge skal ha «god økologisk tilstand» og god «kjemisk tilstand». Der tilstanden er dårlig skal det iverksettes tiltak. Vannforskriften definerer god økologisk tilstand som en tilstand der «verdier for biologiske kvalitetselementer viser nivåer som er svakt endret som følge av menneskelig virksomhet, men avviker bare litt fra dem som normalt forbindes med denne typen overvannforekomst under uberørte forhold» (Vannforskriften. Vedlegg V, 2006).



Figur 8: Fem klasser for økologisk tilstand. Figur hentet fra Hordaland Fylkeskommune (2015a).

Alt overflatevann blir i vannforskriften delt inn i fem kategorier for økologisk tilstand, fra svært god til svært dårlig. Dersom vannforekomsten har moderat, dårlig eller svært dårlig økologisk tilstand, skal det iverksettes tiltak for å nå miljømålet (figur 8). Det er tre ulike kvalitetselementer knyttet til økologisk tilstand; biologiske, hydromorfologiske og fysisk-kjemiske (Hordaland Fylkeskommune, 2015a).

Figur 9 viser organiseringen av arbeidet med vanndirektivet på internasjonalt og nasjonalt nivå. Det er EU som er det øverste organet i vanndirektiv-arbeidet. I Norge skal Klima- og miljødepartementet drive arbeidet på nasjonalt nivå. Vanndirektivet og vannforskriften legger opp til at landet skal deles inn i 11 vannregioner, hvor det i hver region skal utarbeides en helhetlig forvaltningsplan med tilhørende tiltaksprogram (Bugge, 2011). Hver vannregion deles igjen inn i vannområder, som følger nedslagsfelt og omfatter flere kommuner. Hordaland fylkeskommune, vannregionmyndighet i Hordaland, har utarbeidet Regional plan for Vassregion Hordaland, som skal være gjeldende fra 2016 til 2021. Formålet med planen er å bedre vannkvaliteten og økologien i vassdrag, innsjøer og kystvann i vannregionen. Miljømålene er den viktigste delen av den regionale planen, og totalt setter planen miljømål for 1812 vannforekomster, hvor i alt 825 av disse er i risiko for å ikke oppnå miljømålene innen 2021. For ferskvann er hovedårsakene kraftutbygging og forurensning. Den regionale planen er sektorovergripende, som betyr at den gjelder for alle typer virksomheter og prosjekter. Når kommuner, regionale organ eller statlige etater planlegger, er de forpliktet til å legge miljømålene til grunn for planleggingen (Hordaland Fylkeskommune, 2015a).



Etter vannforskriftens § 18 skal det utarbeides et regionalt overvåkningsprogram som skal gi full overvåking av tilstanden i vannforekomstene i vannregionen. Dette omfatter tiltaksovervåking og problemkartlegging, basert på hvilke forslag til tiltak og problemkartlegging som er foreslått i tiltaksanalyser eller tiltaksprogram i vannforekomstene i regionen. (Fylkesmannen i Hordaland, 2014). De største kildene til påvirkning av vassdragene i Hordaland er ifølge Hordaland Fylkeskommune (2015a) sur nedbør, kraftutbygging, fysiske inngrep, miljøgifter og biologisk påvirkning.

Figur 9: Organiseringen av arbeidet med EU's vanndirektiv på internasjonalt og nasjonalt nivå. Figur hentet fra Hordaland Fylkeskommune (2015a).

Kvalitetslementer for økologisk tilstand i ferskvann

Vannforskriften opererer som nevnt med tre ulike kvalitetslementer for ferskvann i innsjøer: biologiske kvalitetslementer, hydromorfologiske kvalitetslementer og fysisk-kjemiske kvalitetslementer. Hver av disse har tilhørende indekser og parametere egnet for å måle effekten av ulike påvirkninger i innsjøer (tabell 1). Den økologiske tilstanden i vann skal klassifiseres basert på disse kvalitetslementene. Tabell 1 nedenfor er hentet fra Direktorsgruppens veileder for klassifisering av miljøtilstand i vann (Iversen & Sandøy, 2015) i henhold til vannforskriften. Denne veilederen vil videre i oppgaven bli henvist til som «vannveilederen» av Iversen & Sandøy (2015).

Tabell 1: Kvalitetslementer og parametere for økologisk tilstand i innsjøer. Tabell hentet fra Iversen & Sandøy (2015).

Biologiske Kvalitetslementer	Parameter (indeks)	Påvirkning
Planteplankton	Klorofyll a (µg/l) Totalt algevolum (mg/l) Artssammensetning (PTI) Cyanobakterier maksvolum (mg/l)	Eutrofiering
Vannplanter	Artssammensetning (Tlc) Artssammensetning (Wlc)	Eutrofiering Hydromorfologiske endringer: Vannstandsvariasjon
Virvelløse dyr	Artssammensetning: Multiclear, LAMI, Forsuringsindeks 1 Terskelindikatorer: Marflo og Skjoldkrepss	Forsuring Alle typer påvirkninger
Fisk	Antall/mengde (WS-FBI) Antall/mengde Artssammensetning (NFI)	Eutrofiering Generell påvirkning Generell påvirkning
Fysisk-kjemiske Kvalitetslementer	Parameter (indeks)	Påvirkning
Næringsalter	Total fosfor (µg/l) Total nitrogen (µg/l) Siktedyp (m) Oksygen bunnvann (mg/l) Ammonium (NH ₄ + NH ₃) (mg/l)	Eutrofiering Eutrofiering Eutrofiering Eutrofiering / Organisk belastning Eutrofiering / Organisk belastning
Organisk belastning	Biologisk oksygen forbruk (BOF)	Organisk belastning
Forsuringsparametre	pH ANC (µekv/l) LAL (labilt aluminium) (µg/l)	Forsuring
Miljøgifter (spesifikke stoffer, for prioriterte stoffer, se kap. 9)	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) utenom de prioriterte stoffene som slippes ut i vannforekomsten	Miljøgiftpåvirkning
Hydromorfologiske kvalitetslementer	Parameter (indeks)	Påvirkning
Hydrologisk regime	Vannstandsvariasjoner: Regulerings høyde (m)	Hydromorfologisk påvirkning: Oppdemming / nedtapping
Morfologi	Endringer i vanddekket areal	Hydromorfologisk påvirkning: Oppdemming / nedtapping

3.2 Fysisk-kjemiske prosesser og økologi i innsjøer

I Økland (1983b. s.14) er en innsjø definert som “en stillestående (lentisk) vannforekomst som er større enn en dam”. Dette betyr at den skal ha en størrelse over ca. 50x50 m, tørker aldri inn, bunnfryser aldri eller sjeldent og har bølgeslag som ofte gir erosjonsvirkninger langs land. De fleste norske innsjøer ble dannet på slutten av siste istid for ca. 10.000 år siden. Siden den gang har de utviklet seg på forskjellige måter. Det er tre hovedtyper innsjøer: oligotrofe (næringsfattige), eutrofe (næringsrike) og dystrofe (myrvannssjøer). Mellom oligotrofe og eutrofe finnes en mellomstilling som kalles mesotrofe innsjøer (Økland, 1983b).

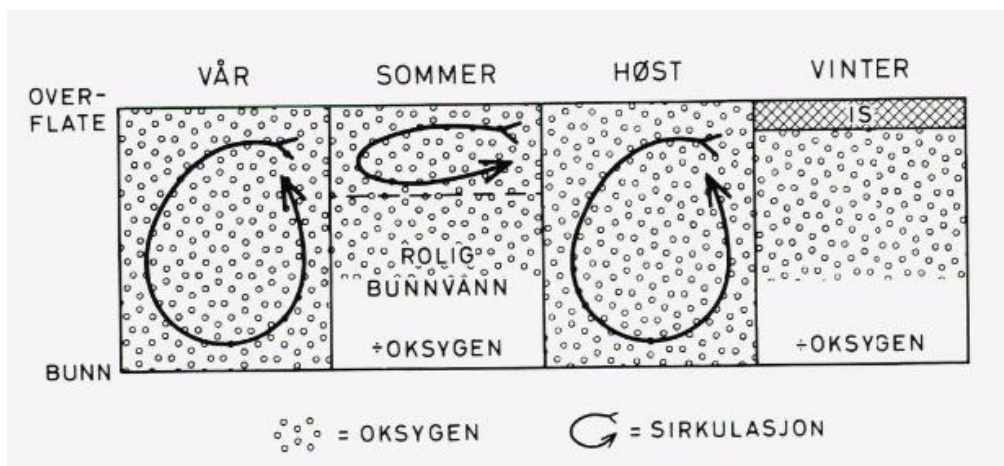
3.2.1 Fysiske og kjemiske egenskaper

En dyp innsjø består av flere lag (også kalt strata eller sjikt) fra overflaten og ned til bunnen der vannmassene møter bassenget. Det øverste laget, kalt den *trofogene* eller *eufotiske* sone, er det eneste laget som har tilstrekkelig med lys til at plantene kan bygge opp organisk stoff gjennom fotosyntesen. Dette gjelder også for de øverste bunnområdene (Økland & Økland, 1996). Den trofogene sonen deles ofte i to underkategorier; *littoralsonen* som er gruntvannsområdet så langt ned det vokser makrovegetasjon, og den *limnetiske sonen* som bare omfatter frie vannmasser, utenfor littoralsonen (Økland & Økland, 1996). Nederst i den trofogene sone er det så lite lys at stoffproduksjonen akkurat balanserer med stofforbruket (dissimilasjonen). Stofforbruket skjer ved at plantene skaffer seg energi ved å ånde under forbruk av oksygen. Ved denne grensen, kalt *kompensasjonsdypet*, er det en positiv assimilasjonsbalanse på oversiden, og en negativ på undersiden der nedbrytende prosesser gjelder. Under kompensasjonsdypet tilhører vannmassene og bunnområdene innsjøens *trofolyttiske* eller *afotiske* sone. Trofolyttisk kommer av ordet lysis, som betyr å løse opp, og i denne sonen foregår derfor oppløsning og nedbryting av organisk stoff (Økland & Økland, 1996).

Innsjøens frie vannmasser utgjør det pelagiske området, som under sommerstagnasjonen (når vannmassene ikke sirkulerer fritt) vanligvis er delt i tre: *epilimnion*, *metalimnion* og *hypolimnion* (figur 10). Epilimnion faller ofte sammen med den trofogene sone, og er innsjøens øvre, varme vannlag. Her foregår produksjon av fytoplankton, og vinden fører til at vannmassene i dette laget blandes (Økland & Økland, 1996). Hypolimnion er det nederste og kaldeste vannlaget og faller ofte sammen med den trofolyttiske sonen, som påvirkes lite av innsjøens øvre strømninger. Mellom epilimnion og hypolimnion er metalimnion (også kalt sprangsjiktet eller termoklin), som er en overgangssone hvor temperaturen synker med ca. 1 C° per meter. Hvor dypt sprangsjiktet ligger avhenger av lokale forhold og størrelse på innsjøen.

Innsjøens bunn består av hardt substrat som stein, grus og sand, og delvis av bløtere substrat som mudder og leire (Økland & Økland, 1996).

I Norge og andre land i kald-tempererte soner er de fleste innsjøer *dimiktiske*, som innebærer at det dypeste vannlaget blir bragt til overflaten to ganger i året om høsten og om våren (Archibold, 1995). Om høsten vil det øverste vannlaget kjøles ned og synke ned til nivåer med tilsvarende temperatur (figur 10). Det foregår da en dyp vertikal sirkulasjon av vannmassene, der vannets temperatur og oksygeninnhold er det samme fra topp til bunn. Vannmassene er stabile gjennom vinteren, før overflatelaget igjen varmes opp om våren og setter i gang en ny sirkulasjon (Archibold, 1995).



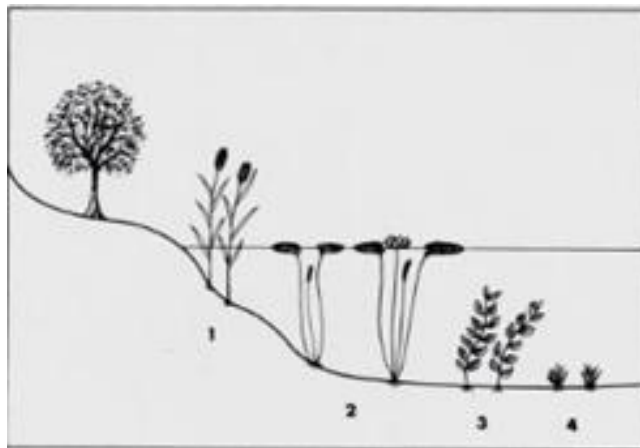
Figur 10: Innsjøens frie vannmasser viser klare sesongvariasjoner. Om høsten og våren blandes vannmassene, både ved vertikal sirkulasjon og med vindens hjelp. Vannets temperatur og oksygeninnhold er da ensartet fra topp til bunn. Figur hentet fra Økland (1983a).

3.2.2 Makrovegetasjon

I overgangen mellom innsjøens substrat og de frie vannmassene lever arter som kalles *benthos* eller *bunnorganismer*. Det er to hovedtyper av benthos; *makrovegetasjon* og *bunndyr*. Her vil det kun redegjøres for makrovegetasjon da det er mest relevant for temaet i oppgaven.

Makrovegetasjon, eller makrofytter, er vannplanter som er over en viss størrelse når de er i utvokst tilstand, gjerne minst et par centimeter (Økland & Økland, 1996). Det er et nøye samsvar mellom artenes ytre og indre bygning og dybden de vokser på. Artene kan grupperes etter hvor de vokser (figur11).

Ifølge Økland (1975) går en innsjø gjennom fire faser før den gror igjen til en myr og dermed «dør». Dette skjer ved at rester av døde vannplanter og annet organisk stoff vil samle seg på bunnen og gjøre innsjøen stadig grunnere. Mange norske innsjøer gror derfor igjen som en del av en naturlig gjengroingsprosess, hvor vegetasjonssoner med ulike plantesamfunn forflytter seg fra land og utover vannet (figur 11). Allikevel er det



Figur 11: Skjematisk fremstilling av sonering i en innsjø. Plantene forflytter seg, og suksesjonen går gradvis mot høyre. Fra venstre: tre, helofytter, nymfeider, elodeider og isoetider. Figur hentet fra Økland (1975).

mange tilfeller der antropogen påvirkning kan fremskynde produksjon og gjengroing i innsjøer, noe som vil bli gjort rede for i neste delkapittel. Nedenfor listes opp de fem typer av makrovegetasjon som er vanlig i innsjøer i Norge.

Helofytter (sumpplanter) er planter som vokser i marsklandskap med røttene i vannmettet jord eller på grunt vann (Aarnes, 2016). Plantene er semi-akvatiske og vokser i og langs innsjøer og elver, og har hoveddelen av sine fotosyntetiserende organer over vannflaten og et velutviklet rotsystem (Halvorsen et al., 2016b). Voksemessig krever de et passe løst substrat, og unngår derfor områder med kraftige bølgeslag der sediment blir vasket bort (Økland & Øklands, 1996). Typiske arter for helofyttsumper er elvesnelle *Equisetum fluviatile*, flaskestarr *Carex rostrata*, sennegrass *Carex vesicaria*, sverdliilje *Iris pseudacorus*, strandrør *Phalaris arundinacea* og bukkeblad *Menyanthes trifoliata*.

Nymfeider (flytebladsplanter) er planter som er rotfestet i bunnen og har assimilierende blad som flyter på vannoverflaten. Vanlig tjønnaks *Potamogeton natans* og nøkkerose *Nymphaea* er vanlige arter i denne gruppen (Aarnes, 2016).

Elodeider (langskuddsplanter) er planter der de fleste av artene har bladene senket ned i vannet. Flere arter i tjønnaksslekten *Potamogeton*, tusenbladslekten *Myriophyllum*, blærerotslekten *Utricularia* og vasshårslekten *Callitriche* er eksempler på elodeider som er vanlige i norske innsjøer. De fleste tjønnaksarter trives i mesotrofe og eutrofe vannforekomster (Økland, 1983b).

Isoetider er kortskuddsplanter som ofte vokser i rosetter, og som vanligvis ikke blir lenger enn 15 cm lange. Typiske arter er brasmegras *Isoetes*, botnegras *Lobelia dortmanna* og tjønngras *Littorella uniflora*. Også typisk for mange isoetider er at de vokser i tette tepper under vann (Økland, 1983b).

Lemnider er flyteplanter som flyter fritt i vannskorpen og som ikke er rotfestet i bunnen. Andematslektene *Lemna* og *Spirodela* er vanlige i Norge (Økland, 1983b).

Tabell 2 viser en inndeling av oligotrofe og eutrofe innsjøer i Norge, og hva som skiller med hensyn til blant annet vegetasjon, produksjon og pH.

Tabell 2: Sammenligning av vegetasjon og andre egenskaper mellom oligotrofe og eutrofe innsjøer. Tabell modifisert fra Lundberg (1987).

Egenskaper ↓	Innsjøtype →	Oligotrof (næringsfattig)	Eutrof (Næringsrik)
Forekomst		I fjellet og i områder med næringsfattige bergarter.	I områder med næringsrike bergarter eller løsmasser, og i jordbruksområder.
Strandtype		Bratt	Svakt skrånende
Farge på vannet		Klar	Grålig-blågrønn
Dybde		Dyp	Grunn
Sikt		Stor	Middels
pH		4,5-7	Ca. 7.
Næringsemne		Lite nitrogen og fosfor	Mye nitrogen og fosfor
Produksjon		Liten	Stor
Vegetasjon		Botnegras, flaskestarr, elvesnelle, nøkkeroser	Andemat, takrør, dunkjevle, selsnepe, sverdlilje
Fiskefauna		Røye, ørret, sik	Gjedde, abbor, karpe.

3.2.3 Eutrofiering

Eutrofiering er i NiN definert som «antropogene tilførsler av viktige plantenæringsstoffer (nitrogen og fosfor) til vann, jord og luft, som kommer i tillegg til tilførsler via naturlige prosesser (forvitring, utvasking og stoffsirkulasjon), og de effektene disse tilførslene har på artssammensetningen» (Halvorsen et al., 2016b, s. 484). Dette medfører økt produksjon av organisk materiale i en innsjø. Dersom slik eutrofiering forekommer i en næringsfattig innsjø, vil algemengden og annen biomasseproduksjon raskt tilta. Dette medfører en økende belastning av organisk stoff, som forbruker oksygen under forråtnelse (Økland, 1983c). Ferskvann har god selvrensende evne, og innsjøer har kapasitet til å bryte ned en del av de avfallsstoffene de blir tilført. Allikevel går det en grense for hvor mye tilførsler en innsjø kan tåle dersom det er så mye at renskapasiteten blir oversteget, noe som kan føre til at det oppstår oksygenmangel i vannet på bunnen (Lundberg, 1987). Oksygenmangel på bunnen fører blant annet til frigjøring av fosfat fra bunnsedimentene. Det er ofte fosfat som er den begrensende faktoren for produksjon i en innsjø, og når disse plutselig frigjøres kan det resultere i en katastrofepreget stigning i innsjøens egenproduksjon. Store mengder planktonalger kan da farge vannet grønt (Økland, 1983c). Lundberg (1987) peker på tre årsaker til eutrofiering: kloakkutslipp, avrenning fra landbruk og permanente vannstandssenkninger.

Kloakkutslipp

Kloakkvann inneholder organiske forbindelser og mange næringsalter, og har gjennom tidene bidratt til forurensning av mange vassdrag (Lundberg, 1987). Mikroorganismene i vannet bruker oksygen for å bryte ned det organiske stoffet som vannet blir tilført. Dette oksygenet ville de vanligvis ha brukt på å bryte ned det naturlige organiske stoffet i vassdraget. Jo kaldere vannet er, jo langsommere går nedbrytingen. Vårt kjølige klima er derfor med på å nedsette vannets selvrensende evne. En liten kloakkpåvirkning kan derfor føre til økt vekst av bakterier, planktonalger og makrovegetasjon (Økland, 1986). Tarmbakterier finnes naturlig i vassdrag fra ville dyr og fugler, men da gjerne i lavere konsentrasjoner enn i vassdrag som er påvirket av menneskelige aktiviteter. De mest sentrale parameterne for å påvise tarmbakterier er bakterien *Escherichia coli* (E. coli) og koliforme bakterier. Dersom innholdet av E. coli er høyere enn 5 pr. 100 ml blir det regnet som forurensning (Johnsen, 2013).

Avrenning fra jordbruk

Avrenning av plantenæringsstoffer fra jordbruk kan bidra til økt tilførsel av næringsstoffer til vassdrag og innsjøer, hovedsakelig i form av nitrogen- og fosforforbindelser. Nitrogen og fosfor tilføres fra landbruket via avrenning fra dyrket mark med kunstgjødsel eller husdyrgjødsel. Tilførsler kan også komme via avrenning fra beitende dyrs avføring (Halvorsen et al., 2016b). Nitrogen er et makronæringsstoff som planter trenger i store mengder, samtidig som det også kan være produksjonshemmende i mange typer natur. Gjødsling kan forårsake nitrogenutslipp til luft og vann som vanskelig lar seg redusere, og ekstra nitrogentilførsel er derfor en viktig årsak til endringer i ferskvannssystemer, våtmarkssystemer og fastmarkssystemer (Halvorsen et al., 2016b). Der tilførslene av fosfor er dominert av oppløst fosfat, vil dette ofte ha større påvirkning på økosystemet, ettersom alger kan benytte dette direkte (Johnsen, 2013). Fosfor er ofte den begrensende faktoren, og derfor et nøkkelement for å bestemme planteproduksjonens størrelse. Ifølge Johnsen (2013) forventer man å finne et forhold mellom nitrogen og fosfor på ca. 15:1 (N: P) i lite påvirkede innsjøer. Dersom avvikene fra dette er betydelige kan det indikere dominans av spesifikke tilførselskilder.

Permanente vannstandssenkninger

For å vinne land til jordbruksformål, er mange mindre norske innsjøer blitt senket (Økland, 1983c). Etter en senkning blir vannvolumet mindre, gjennomsnittstemperaturen høyere og primærproduksjonen dermed større. Tilførte næringsstoffer og organiske forbindelser vil bli konsentrert i en mindre vannmengde. I tillegg kan erosjonen i de nye strandområdene tilta, noe som vil frigi næringsstoffer som tidligere var bundet i sedimentene. Dette er med på å øke eutrofieringen i vannet (Lundberg, 1987).

3.2.4 Vannvegetasjon som indikator på økologisk tilstand

Grime (1977) kategoriserer ulike vannplanters vekstvilkår etter tre grunnleggende strategier: Konkurransedyktighet, stresstoleranse og forstyrrelsestoleranse. Konkurransesterke arter har evne til å effektivt ta opp næring og overleve i miljøer der produktiviteten er stor og konkurransen er høy (eutrofe forhold), mens stresstolerante arter er godt tilpasset forhold der produksjonen er lav, ved for eksempel lav tilgang på næringsstoffer (oligotrofe forhold). Forstyrrelsestolerante arter kan takle habitater hvor det er høy risiko for fysisk ødeleggelse. Dette betyr at planter har forskjellige styrker og svakheter i forhold til ulike miljøforhold (Murphy et al., 1990). I følge Søndergaard et al. (2009) er vannplanter gode indikatorer for å

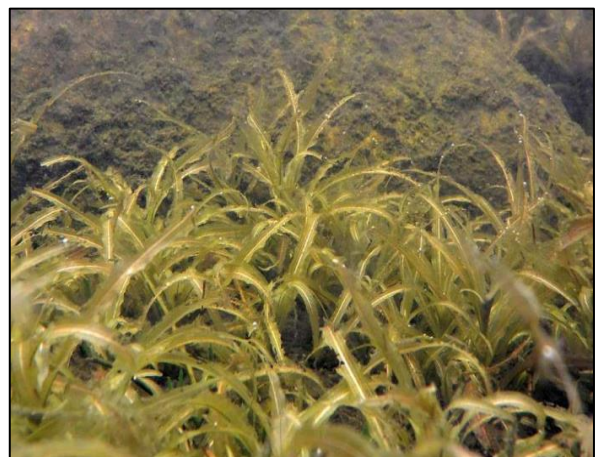
vurdere fysiske og kjemiske forhold i en innsjø, ettersom deres sammensetning og abundans om sensommeren i stor grad gjenspeiler vekstsesongen. Murphy et al. (1990) peker på isoetider som botnegras *Lobelia dortmanna*, tjønngras *Littorella uniflora* og stivt brasmegras *Isoetes lacustris* som eksempler på stresstolerante arter, mens de fleste tjønnaksarter og sverdlilje *Iris pseudacorus* er eksempler på konkurransedyktige arter som vil trives bedre ved eutrofe forhold (Lundberg, 1987; Murphy et al., 1990).

Vannplanter er et av de fire biologiske kvalitetselementene for å måle økologisk tilstand i innsjøer i henhold til vannforskriften (Iversen & Sandøy, 2015). I vannveilederen skilles det mellom sensitive og tolerante arter overfor eutrofiering, som i sin tur kan fungere som indikatorer for økologisk tilstand. Sensitive arter er arter som har størst dekning i upåvirkede (næringsfattige) innsjøer, men som vil trives mindre ved mer eutrofe forhold og dermed vil få redusert forekomst. Tolerante arter er arter som vil få økt forekomst og som trives ved mer næringsrike forhold, og vil være sjeldne eller ha lav dekning i upåvirkede innsjøer (Iversen & Sandøy, 2015). Det forventes derfor å skje en endring i artssammensetning fra sensitive arter til økt forekomst av tolerante arter ved økt eutrofiering (Søndergaard et al., 2009).

I forhold til den økologiske tilstanden i vannet, er det i oppgaven blitt lagt ekstra fokus på to arter, henholdsvis en tolerant og en sensitiv art overfor eutrofiering. Disse er beskrevet under.

Blanktjønnaks *Potamogeton lucens*

Blanktjønnaks (figur 12) er en flerårig art i tjønnaksfamilien som vokser i næringsrike innsjøer (Lid & Lid, 2005). Ettersom den er en langskuddsplante, går den inn under vannplantekategorien elodeider. Den kan bli to meter lang og har store og sagtannede blad med kileformet grunn. Stengelen er 3-4 mm tjukk og oftest greinet (Lid & Lid, 2005). Arten danner gjerne tette bestander under vann (Økland, 1983b). Blanktjønnaks er på norsk



Figur 12: Blanktjønnaks. Foto: Anders Lundberg

rødliste hvor den er kategorisert som sårbar (VU) (Henriksen & Hilmo, 2015). Ifølge Artsdatabanken (2018) er arten ikke registrert tidligere i Hordaland, og det er gjort få observasjoner av den ellers i landet; Buskerud, Hedmark, Oppland og Rogaland. I

vannveilederen klassifiseres blanktjønnaks som en *tolerant art* overfor eutrofiering. Blanktjønnaks vil derfor kunne fungere som en indikatorart på hvor næringsrikt/eutrofiert et vann er. I Fremstad (1997) inngår den under vegetasjonstypen P1b Kalkrik tjønnaks-utforming-blanktjønnaks-utforming.

Tjønngras *Litorella uniflora*

Tjønngras (figur 13) er en flerårig vannplante i tjønngrasslekta, som gjerne vokser på sand og grus i grunt vann. Den har en krypende stengel med hvite røtter (Lid & Lid. 2005). Planten er en kortskuddsplante, og går derfor inn under kategorien isoetider. Bladene er korte, stive og tykke. Den danner enkle rosetter med utløpere og har mange små luftekanaler i bladet. Arten danner tette tepper i ulike størrelser under vann, samt på stranden når vannet synker (Økland, 1983b).



Figur 13: Tjønngras.

Tjønngras er utbredt i kyststrøk langs hele Sør-Norge, og forekommer sjeldnere i innlandet (Artsdatabanken, 2018).

Iversen & Sandøy (2015) klassifiserer tjønngras som en *sensitiv art* overfor eutrofiering. Tjønngras vil derfor i tillegg til blanktjønnaks kunne si noe om næringsforholdene/eutrofieringen i vannet. I Fremstad (1997) inngår arten i vegetasjonstypen P4b Botnegrass-tjønngras-utforming.

3.3 Jordsmonnets fosforinnhold

I 2016 utførte NIBIO en utredning på oppdrag fra Miljødirektoratet i forbindelse med revidering av gjødselvereforskriften, med bakgrunn i at det antas at krav til redusert fosforgjødsling i gjødselvereforskriften er et viktig virkemiddel for å oppnå miljømålene i vannforskriften. Hvor mye fosfor som tapes fra et areal, er bestemt av jordas fosforinnhold, erosjonsrisiko og avstand til vassdrag (Øgaard et al., 2016). Innholdet av lett tilgjengelig fosfor i jorda uttrykkes som P-AL, gitt som mg/100 g, hvor 5-7 P-AL regnes som optimalt. Fosforbehovet angis i følgende grupper i tabell 3.

Tabell 3: Anbefalt fosforgjødsling basert på jordas P-AL-verdi. Tabell hentet fra Eurofins (2009).

Gruppe	P-AL	Klasse
A	0-4	Lavt. Sterkere gjødsling enn middels, slik at fosfortilstanden forbedres
B	5-7	Middels/optimalt. Balansegjødsling sikrer tilstrekkelig tilførsel til plantene slik at næringstilstanden holdes vedlike.
C1 C2	8-10 11-14	Moderat høyt og Høyt. Gjødslingen kan reduseres noe, spesielt til mindre fosforkrevende vekster.
D	>14	Meget høyt. Det anbefales ikke tilført fosfor til korn, oljevekster, eng og beite. Gjødslingen bør ikke sløyfes helt til vekster med stort fosforbehov, som poteter og rotvekster.

Over flere tiår har det blitt tilført mer fosfor enn det som blir fjernet med avlingene, noe som har ført til at jordas innhold av lett tilgjengelig fosfor har økt. Oppbyggingen av jordas fosforinnhold har vært spesielt stor i områder med mye husdyr (Øgaard et al., 2016). Bechmann (2005) viste at fylker med høy husdyrtetthet har et høyt gjennomsnittlig P-AL-tall i jorda. Kraftforet til dyra inneholder mye fosfor, og ettersom dyra ikke utnytter alt fosforet i foret, finner man derfor en del av dette i husdyrgjødsel. Kraftforet utgjør derfor en fosfortilførsel i tillegg til innkjøpt mineralgjødsel med fosfor. Hordaland har et gjennomsnittlig P-AL-tall på 15-16, som regnes som meget høyt, se tabell 3 (Bechmann, 2005).

Viktige faktorer som bestemmer størrelsen på fosfortapene er jordas fosforstatus, fosforgjødsling og erosjonsrisiko. Fosforavrenning som skyldes overskudd av gjødsel, er tilknyttet eventuell overflateavrenning like etter overflategjødsling og mangeårig oppbygging av jordas fosforstatus ved overskuddsgjødsling med fosfor (Øgaard et al., 2016).

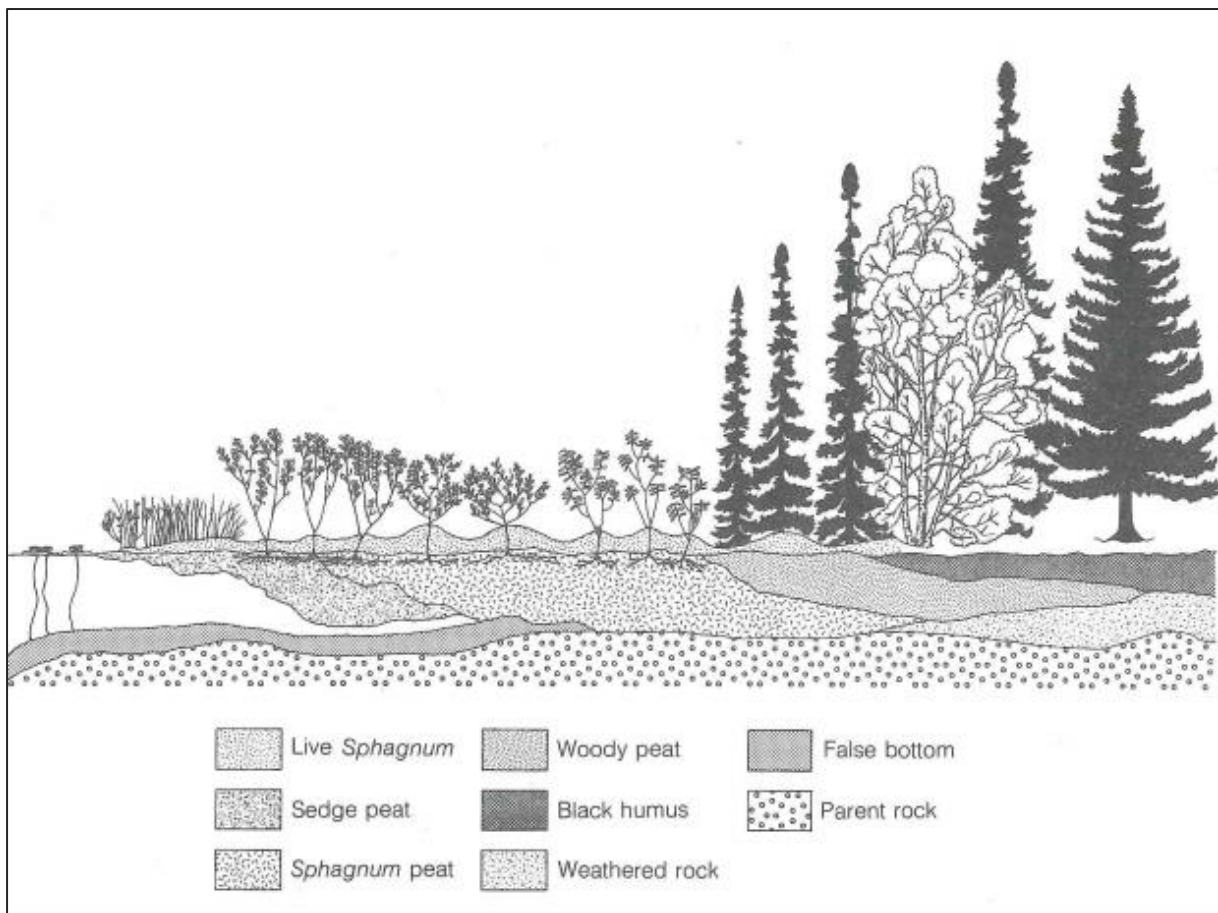
3.4 Suksesjon og klima

3.4.1 Suksesjon

Suksesjon kan beskrives som den gradvise endringen i artssammensetningen i naturen på ett sted over tid (Pickett & Cadenasso, 2005). Det er en endringsprosess som skjer som følge av en miljøendring. Suksesjoner inntreffer overalt der det har skjedd en forstyrrelse i natursystemet, hvor de trer frem med varierende styrke avhengig av klima, jordsmonn og menneskelig påvirkning (Cox & Moore, 2010). Et klassisk eksempel på suksesjon er når en isbre trekker seg tilbake, og etterlater seg et vegetasjonsløst landskap med skurt fjell og knust stein. Planter som kan vokse på kun fjell og grus, som lav og mose, vil være de første til å kolonisere dette området. Deretter vil de tilrettelegge for andre arter som har større krav til voksestedet. Dette kalles en *primærsuksesjon*, og opptrer altså der det ikke er etablert et jordsmonn eller andre planter fra

før (Cox & Moore, 2010). *Sekundærsuksesjoner* er suksesjoner som forekommer i områder hvor det allerede er etablert et jordsmonn som følge av en forstyrrelse eller miljøendring. Disse kan oppstå i etterkant av brann, flom, skred, erosjon eller opphør av jordbruksarealer. Når slike endringer inntreffer vil som regel den opprinnelige vegetasjonen og dyreliv sakte vende tilbake (Cox & Moore, 2010).

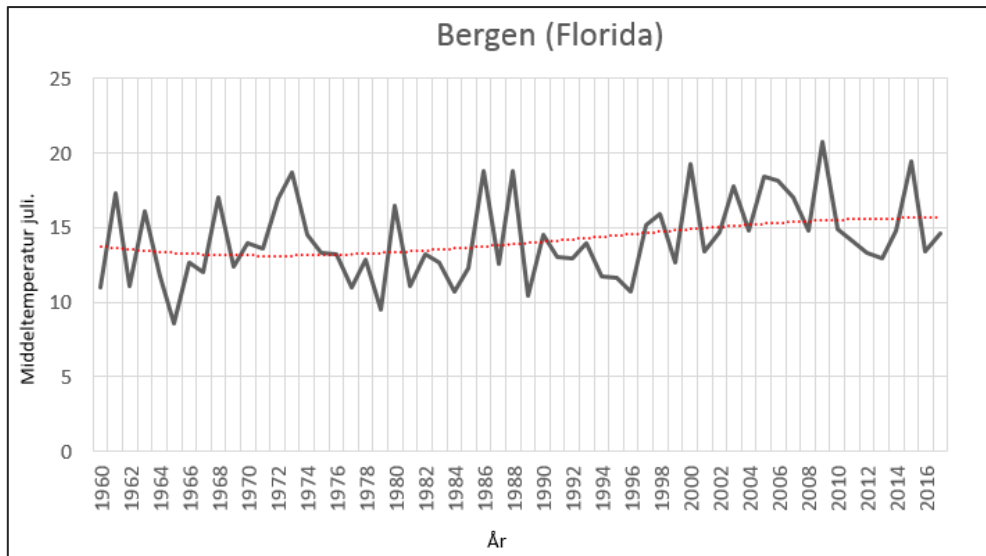
Økland (1975) sitt eksempel på hvordan en innsjø gror igjen til en myr er et godt eksempel på en sekundærsuksesjon. Archibold (1995) har skildret hvordan en typisk suksesjon i boreale innsjøer foregår. På dypt vann vokser makrofyter som nøkkerose og vanlig tjønnaks. Starr og siv vokser på grunne områder nærmest land, som med tiden danner en flytematte av torv bestående av delvis nedbrutt organisk materiale. Flytematten blir gradvis tykkere slik at busker som pors kan kolonisere. Dette skjer samtidig med at torvmose gradvis inntar torvmatten som stadig blir tykkere, og til slutt er det dannet et jordsmonn som tillater trær å vokse der. Trearter som tåler fuktig jordsmonn vil da være de første til å kolonisere, slike som furu, svartor, selje og rogn her i Norge. Archibold (1995) refererer til denne prosessen som *terrestrialisering* (figur 14).



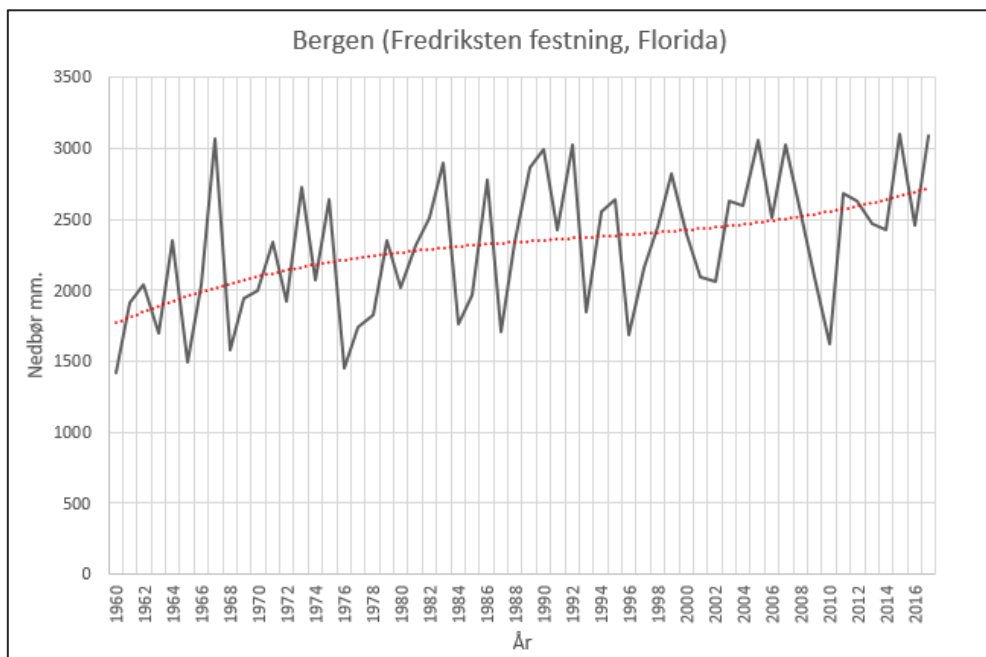
Figur 14: Fremstilling av soneringen under en suksesjonsprosess (terrestrialisering) i en innsjø. Figur hentet fra Archibold (1995).

3.4.2 Klimaendringenes effekt på vegetasjon

Klimaendringene vi i dag står overfor fører til flere store økologiske konsekvenser i både akvatiske og terrestriske økosystemer, som vil bli forsterket i fremtiden dersom den globale oppvarmingen fortsetter. I Norge vil konsekvensene være forskjellige i ulike områder, ettersom klimaendringene selv vil være forskjellige i ulike regioner (Framstad et al., 2006). Populasjoner av arter i ulike deler av landet vil reagere forskjellig på klimaendringene, og det er forventet at alpine og arktiske områder vil være de mest sårbare. Allikevel vil endringer oppstå også i landets sørlige deler. I figur 15 og 16 viser trendlinjene hvordan både juli-middeltemperatur og årsnedbør har økt i Bergen (og Haukås) de siste 56 årene. Dataene er hentet fra eKlima, som er meteorologisk institutts database. Florida og Fredriksten festning (Nordnes) er valgt som målestasjoner da disse er de målestasjonene som ligger nærmest Haukås i luftlinje.



Figur 15: Middeltemperatur juli 1960-2016, Bergen. Den røde linjen viser hovedtrenden i temperaturendringene. Data fra eKlima (Meteorologisk institutt, 2018).



Figur 16: Årsnedbør 1960-2016, Bergen. Den røde linjen viser hovedtrenden i nedbørsmønsteret. Data fra eKlima (Meteorologisk institutt, 2018).

I en rapport fra Direktoratet for naturforvaltning fra 2006 (nå Miljødirektoratet) legges det vekt på økologiske effekter av klimaendringer i Norge for blant annet skog, kulturlandskap og ferskvann. Et varmere klima vil føre til en økning i vekstsesongens lengde, noe som igjen gir muligheter for økt reproduksjonssuksess og lavere dødelighet for mange varmekjære plantearter. I tillegg kan endringer i mengdeforhold mellom ulike arter føre til endringer i artssammensetning og plantesamfunn (Framstad et al., 2006). Samtidig vil vegetasjonsmønstre og biomasseproduksjon endres, men ikke i et konsistent mønster (Goetz et al., 2007). Generelt

vil de sannsynlige fremtidige klimaendringene føre til en økning i temperatur og trolig flere dager med økt luftfuktighet langs kysten, samt en lengre vekstsesong for alle skogtyper (Framstad et al., 2006). En økning i vekstsesongens lengde vil også føre til at gjengroingen som i dag skjer i mange kulturlandskap, både innmark og utmark, vil gå raskere.

Akvatiske økosystemer, spesielt på nordlige breddegrader, er like sårbare for klimaendringer som terrestriske økosystemer (Heino et al., 2009). I ferskvannøkosystemer vil både økologiske og fysiske forhold bli påvirket. Varmere temperaturer fører til lengre perioder uten is på innsjøer og elver, høyere vanntemperatur og en mer markant temperatursjiktning. Dette vil i sin tur påvirke organismenes produksjon, biomasse, livssyklus og artssammensetningen i økosystemet (Framstad et al., 2006). Endringer i vanntemperatur, vekstsesong og periode med isdekke vil blant annet føre til økt makrofyttproduksjon (Tonn, 1990; Rooney & Kalff, 2000). Mckee et al. (2002) utførte et oppvarmingseksperiment på vannplanter i ferskvann med blant annet nymfeiden vanlig tjønnaks *Potamogeton natans*. Ved en temperaturøkning i vannet på 3 C° ble blomstringstiden til tjønnaks fremskyndet med ca. 3 uker, og både antall planter og størrelse på flytebladene økte.

Økt temperatur kan også føre til økt utvasking av nitrogen fra jordsmonnet. Et eksperiment som pågikk fra 1995 til 1997 kalt CLIMEX, påviste at plantene utnyttet vannet bedre når temperaturen ble økt med 3,7 C, ° ved bruk av et drivhus som ble bygget over et skogkledt nedbørsfelt. I tillegg ble organisk materiale som var lagret i jordsmonnet brutt ned raskere, noe som førte til bedre nitrogentilgang hos plantene, samt økt utvasking av nitrogen (van Breemen et al., 1998). Dette kan føre til at følsomme innsjøer og elver får en økt forsuring og økt tilførsel av næringsstoffer, som igjen kan føre til skade på innlandsfisk som ørretbestander (Framstad et al., 2006).

3.5 Naturtypekartleggingens historie i Norge

Kartlegging av naturtyper har en relativt kort historie i Norge. I Norden hadde kartlegging av natur sitt første utspring fra ressursorienterte fagfelt. Det var her snakk om statlige organer eller private aktører med næringsinteresser som hadde behov for kunnskap om naturressursene, og dermed hadde behov for kartlegging av skogressurser og mineralforekomster. Naturtypebegrepet ble først innført i Norge rundt 1999 da Direktoratet for naturforvaltning initierte kartlegging av naturtyper basert på en egen veileder for arbeidet. Typesystemene for

kartlegging av natur- eller vegetasjonstyper har som regel tatt utgangspunkt i biologi, økologi og biostatistikk (Bryn & Halvorsen, 2015).

I 1987 gav Fremstad & Elven ut «Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge», som var den første inndelingen i vegetasjonstyper som flere kartleggingsmiljøer i Norge kunne enes om. Denne ble sterkt revidert og utvidet i en ny utgave i 1997. To år senere ble håndbok 13 for kartlegging av naturtyper i Norge utgitt av Direktoratet for naturforvaltning (DN-håndbok). De siste ti årene har nordiske land gått over fra å bruke detaljerte typesystemer for vegetasjon til å kartlegge naturtyper eller habitattyper. Dette er trolig på grunn av at mange typer natur ikke kan defineres og beskrives godt ved bruk av vegetasjonen alene, og at naturmangfoldloven (2009) tar utgangspunkt i naturtypebegrepet (Bryn & Halvorsen, 2015). Etter den første perioden med kommunal kartlegging av naturtyper etter DN-håndbok 13 ble datafangsten evaluert. Her kom det frem at innhentet informasjon ikke var tilfredsstillende nok for en helhetlig forvaltning av naturtyper. Stortinget besluttet derfor at en mer kunnskapsbasert forvaltning av biologisk mangfold var nødvendig, og Artsdatabanken fikk naturtyper lagt til sitt mandat. Ved årsskiftet 2005-2006 ble arbeidet med et nytt system for typeinndeling og beskrivelse av natur i Norge, «Ny norsk naturtypeinndeling», initiert av den da nyetablerte Artsdatabanken. Systemet ble etter hvert omdøpt til NiN - Naturtyper i Norge (senere Natur i Norge), og ble ferdigstilt i 2009 (Bryn & Halvorsen, 2015).

3.6 Natur i Norge (NiN) – Teorien bak systemet

NiN (Natur i Norge) er et type- og beskrivelsessystem for kartlegging av naturvariasjon i norsk natur, og er laget for alle områder i Norge, fra nord til sør og fra kyst til fjell (Halvorsen et al., 2016a). Systemet er stadig i utvikling, og ble for første gang lansert i 2009 som NiN 1.0, i regi av Artsdatabanken. Praktiske erfaringer ved bruken av systemet fikk flere til å innse at det var rom for forbedringer, spesielt at det var behov for en felles forståelse for å unngå subjektive oppfatninger hos kartleggeren. Derfor ble NiN versjon 2.0 lansert i 2015 som en forbedret utgave, og denne ble igjen oppgradert i 2016 til NiN 2.1 (Halvorsen et al., 2016a).

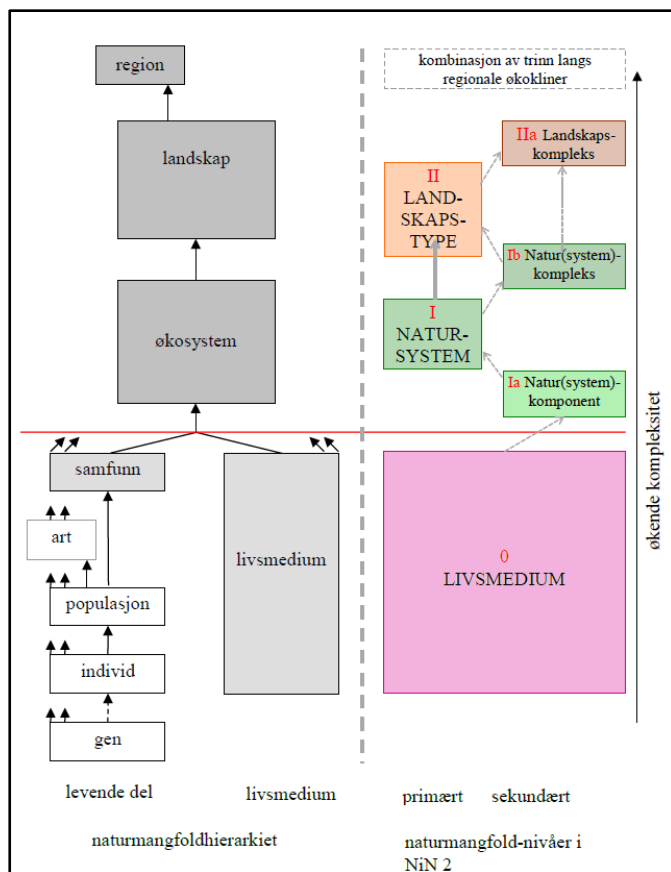
NiN er et stort og komplekst system, og jeg vil derfor bare gjøre rede for det som er relevant for kartleggingen som er gjort i denne studien.

NiN tar utgangspunkt i naturmangfoldlovens definisjon av en naturtype, men tolker den på en litt annen måte: «ensartet type natur som omfatter alle levende organismer som forekommer sammen på et gitt sted og miljøforholdene som virker der, samt natur med et ensartet preg forårsaket av systematiske mønstre i forekomsten av observerbare strukturer og elementer» (Halvorsen et al., 2016a, s. 31).

Fordi det er et overordnet mål for Artsdatabanken at NiN skal kunne beskrive alt av naturmangfold og økosystemer i Norge, opererer NiN med tre dimensjoner for å håndtere de viktigste utfordringene. Disse er naturmangfoldnivåer, typeinndeling og beskrivelsessystem.

Naturmangfoldnivåer

Naturmangfoldnivåene er den overordnede dimensjonen, og er ment å være en hierarkisk ordning av naturvariasjonen (figur 17). Det skilles mellom heldekkende (primære) og sekundære naturmangfoldnivåer. De tre heldekkende naturmangfoldnivåene er landskapstype, natursystem og livsmedium. De sekundære naturmangfoldnivåene omfatter komponenter eller sammensetninger av type-enheter fra de heldekkende naturmangfoldnivåene, henholdsvis naturkomponent og naturkompleks. Natursystem er det viktigste av naturmangfoldnivåene, da dette representerer økosystemer, og dermed danner grunnlaget for typeinndelingen av naturtyper (Halvorsen et al., 2016a).



Figur 17: Naturmangfoldhierarkiet er hierarkiet av nivåer for naturmangfold med ulik kompleksitet (venstre del av figuren), og sammenhenger mellom naturmangfoldhierarkiet og naturmangfold-nivåer som det utarbeides typeinndeling og beskrivelsessystem for i NiN (høyre del av figuren). Den røde streken skiller nivåer der artssammensetningen og miljøfaktorene typeinndeles. Figur hentet fra Halvorsen et al. (2016a).

Typeinndeling

Innenfor natursystemnivået er naturen hierarkisk inndelt i hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper. Inndelingen foregår slik at hovedtypegrupper blir definert først. Av hovedtypegruppene er det tre som inneholder terrestrisk natur. Dette er fastmarkssystemer (T), våtmarkssystemer (V) og snø- og issystemer (I). De resterende fire hovedtypegruppene er akvatiske, og er saltvannbunnsystemer (M), ferskvannbunnsystemer (L), marine vannmasser (H) og limniske vannmasser (F). Videre blir hovedtyper definert innenfor hver hovedtypegruppe, f.eks. fastmarksskogsmark (T4) og helofyttferskvannssump (L4). Til slutt blir grunntyper definert innenfor hver hovedtype, f.eks. blåbærskog (T4-C-1). Til sammen utgjør typesystemet 7 hovedtypegrupper, 92 hovedtyper og 741 grunntyper.

Et sentralt begrep i NiN er *lokale komplekse miljøvariabler (LKM)*, som er flere enkeltmiljøvariabler som samvarierer og gir opphav til variasjon i artssammensetning (Halvorsen et al., 2016b). Et eksempel på en LKM som varierer sammen med andre variabler er kalkinnhold (KA). Når kalkinnholdet i jorda endres, vil også pH og jordegenskaper endres. Derfor er miljøvariabelen kompleks. I mange sammenhenger er det tilstrekkelig med kun et fåtall LKM'er for å forklare variasjonen i artssammensetningen, som f.eks. kalkinnhold (KA), kildevannspåvirkning (KI) og uttørkingsfare (UF) (Halvorsen et al., 2016a).

Nedenfor gis en kort beskrivelse av de hovedtyper som er relevante for studien. Ettersom det foreløpig ikke foreligger beskrivelser av flyteblad- og undervannsplanter som egne naturtyper i NiN, vil jeg bruke Fremstad (1997) sine beskrivelser for disse typene.

F2 Sirkulerende innsjøvannmasser

Sirkulerende innsjøvannmasser er ferskvannsføremønstre med lav gjennomstrømningshastighet og lang oppholdstid, eller ferskvannsføremønstre uten vanngjennomstrømning (Artsdatabanken, u.å.). Innsjøvannmasser er som økosystem et delvis lukket system. To ganger i året foregår det en fullstendig omrøring av vann fra ulike dyp, også kjent som vår- og høstsirkulasjon, som blant annet fornyer bunnvannets oksygen. Dersom innsjøen er forbundet med et større vassdrag gjennom en utløpsbekk, vil vann med løste næringsstoffer og dødt organisk materiale tilføres fra omgivelsene og avgis til andre vannføremønstre (Artsdatabanken, u.å.).

L4 Helofytt-ferskvannssump

Hovedtypen omfatter tette bestander av makrohelofytter (storvokste sumpplanter), rundt eller under grensen mellom ferskvannssystem og fastmarks-/våtmarkssystem (Halvorsen et al., 2016b). Helofyttbeltet har en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra samfunn med karplanter tilhørende andre livs- og vekstformer, da makrohelofyttene skaper et spesielt livsmiljø både for påvekstorganismer og bunndyr. Halvorsen et al. (2016b) viser til at helofytt-ferskvannssump har lavere artstetthet enn fastmark og våtmark, forårsaket av at enkeltartsbestandene har mye større romlig utstrekning. Endringer i vannstands- og vannføringsinnhold har stor innvirkning på artssammensetningen.

P Vannvegetasjon

Ifølge Fremstad (1997) inngår det i denne vegetasjonsgruppen for det meste planter som har sine fotosyntetiserende deler neddykket i ferskvann eller på vannoverflaten, og som gjerne vokser fra 0,5 m. og dypere (sublittoralt). Typene skilles fra hverandre ut i fra dominerende livsformer, og variasjonen omfattes av næringsgrad eller andre økologiske gradienter (Fremstad, 1997). Relevante typer under vegetasjonsgruppen P er i denne studien langskuddsvegetasjon (P1), flytebladsvegetasjon (P2) og kortskuddsvegetasjon (P3). Disse typene deles igjen inn i ulike utforminger, som det vises til i kapittel 5.

T4 Fastmarksskogsmark

I hovedtypen fastmarksskogsmark inngår alle fastmarksarealer som tilfredsstiller skogsmarksdefinisjonen i NiN. Derfor er det praktisk å være klar over hva NiN definerer som skogsmark og tre når denne hovedtypen skal kartlegges. Skogsmark brukes om naturlig mark som er sterkt preget av langvarig innflytelse av trær, enten tresatt på et gitt tidspunkt eller som i nær fortid har vært og i nær framtid forventes å være tresatt igjen. Skogsmarksbegrepet er innført blant annet for at også hogstflater skal kunne klassifiseres som skogsmark, ettersom skogsmarksegenskapene (jordprofil, jordfauna, bakkevegetasjon) fortsatt er tilstede (Halvorsen et al., 2016a).

Tre; «en vedplante med flerårig hovedstamme, som er mer enn 5 meter høy, eller som har potensiale for å bli mer enn 5 m høy på det aktuelle voksestedet, samt individer av arter som under gunstige voksestedsforhold kan nå 5 m, men som på grunn av vekstbegrensede miljøforhold på voksestedet bare er eller forventes å bli minst 2 m» (Halvorsen et al., 2016a, s. 128).

Fastmarksskogsmark varierer blant annet langs LKMene kalkinnhold (KA), kildevannspåvirkning (KI) og uttørkingsfare (UF) (Halvorsen et al., 2016b).

T38 Treplantasje

Med treplantasje menes tresatte arealer med «plantasjeskogskarakter». Dette er ifølge Halvorsen et al. (2016b) mark som er tilplantet med trær av ett og samme treslag, gjerne etter markberedning. Tresjiktet er tilnærmet ensaldret og kan være så tett at undervegetasjon mangler. Fordi treplantasjer ikke utgjør helhetlige økosystemer, karakteriseres de ikke som skogsmark (Halvorsen et al., 2016b).

T44 Åker

Med åker menes mark som er fulldyrket, pløyd og tilsådd, og som regel også gjødslet og/ eller sprøytet, der mat/fôrvekster gjerne dyrkes i monokultur med svært intensiv hevdintensitet (Halvorsen et al., 2016b). Det presiseres at dersom åkerarealet er under gjengroing skal det kartlegges som T44 inntil ettersuksjonstilstanden er nådd (artssammensetningen og økologiske prosesser typisk for skogsmark er etablert) (Halvorsen et al., 2016b). Dette vil få følger for hvordan naturtypen kartlegges og klassifiseres. Det samme gjelder for T45.

T45 Oppdyrket varig eng

Oppdyrket varig eng omfatter innmarksarealer som benyttes til dyrking av grasvekster over lengre tid, men som ikke jevnlig pløyes opp, og som ikke inngår i regelmessig rotasjon med korn eller andre ettårige jordbruksvekster (Halvorsen et al., 2016b). Hovedtypen omfatter betydelig variasjon i hevdsintensitet, og kan nyttes til beite og/eller slått (Bratli et al., 2017). Dersom enga er under gjengroing skal arealet tilordnes T45 inntil en ettersuksesjonstilstand er nådd.

V1 Åpen jordvannsmyr

NiN definerer åpen jordvannsmyr som «torvmark der torvakkumulering pågår og mark med grunnere torv enn de 30 cm torvmarksdefinisjonen krever, og der artssammensetningen er dominert av «myrarter»» (Halvorsen et al., 2016b, s. 360). Hovedtypen er bygd opp av ufullstendig nedbrutt plantemateriale. Viktige LKMer er kildevannspåvirkning (KI), kalkinnhold (KA), myrflatepreg (MF) og tørrleggingsvarighet (TV) (Halvorsen et al., 2016b).

V2 Myr- og sumpskogsmark

Dette er den eneste normale skogsmarkshovedtypen innenfor våtmarkssystemer i NiN. Her inngår all skogsmark i våtmark med alminnelig jordvannstilførsel. På grunn av at fuktig og våt mark er ugunstig for de fleste treslag, vil tresatt våtmark ofte ha et glissent tresjikt med lave trær. Myr- og sumpskogsmark varierer langs LKMene kalkinnhold (KA), tørrleggingsvarighet (TV) og kildevannspåvirkning (KI) (Halvorsen et al., 2016b).

V12 Grøftet våtmark

Hovedtypen omfatter våtmarkssystemer på torvmark som har vært utsatt for irreversibel drenering, og som har ført til en vesentlig endring i artssammensetning. Grøftet torvmark vil da ha større likhet med andre våtmarks-hovedtyper enn den som opprinnelig fantes på stedet, for eks. myr- og sumpskogsmark. Halvorsen et al. (2016b) understreker at det fortsatt vil finnes spor etter arealenhetens historie som tidligere torvmark ved at for eksempel en del av våtmarkenes artssammensetninger fortsatt finnes som restpopulasjoner. Endringen i artssammensetningen er områdespesifikk, og drevet av måten dreneringen har blitt gjennomført på (Halvorsen et al., 2016b).

V8 Strandsumpskogsmark

Sumpskogsmark er skogsmark som oversvømmes av vann fra innsjøer og/eller havvann (limnotopogen vanntilførsel). Analyser av artslistedatasett viser imidlertid at det er stor forskjell på strandskoger med og uten saltvannspåvirkning. Hovedtypen varierer langs LKMene vanntilførsel (VT), kalkinnhold (KA) og marin salinitet (SA) (Halvorsen et al., 2016b).

Beskrivelsessystemet

I tillegg til naturmangfoldnivåene og typesystemet opererer NiN med et fleksibelt beskrivelsessystem for naturvariasjon. I typesystemet er det kun LKMer som blir fanget opp, og hensikten med beskrivelsessystemet er derfor å beskrive alle de andre kildene til naturvariasjon. Dette gir brukeren mulighet til å beskrive naturmangfoldet ned til små detaljer på en standardisert måte, ved hjelp av fleksible variabler (Halvorsen et al., 2016a). I beskrivelsessystemet finnes ni ulike kilder til variasjon: 1 Artssammensetning, 2 Geologisk sammensetning, 3 Landformer, 4 Naturgitte objekter, 5 Menneskeskapte objekter, 6 Regional miljøvariasjon, 7 Tilstandsvariasjon, 8 Terrengformvariasjon og 9 Romlig strukturvariasjon. Nedenfor følger beskrivelser av de kilder til variasjon som har blitt brukt i denne studien. Nærmere beskrivelse av de ulike variablene innenfor hver kilde kan leses i metode-kapittelet.

D1 Artssammensetning

Med artssammensetning menes de artene som lever sammen innenfor et gitt område, i dette tilfellet innenfor en gitt naturtype/kartleggingsenhet i studieområdet. Dette beskrives ved å angi hvilke arter som forekommer og eventuelt også mengden de opptrer i (Halvorsen et al., 2016b). I NiN versjon 2 beskrives artssammensetningen ved bruk av flerdimensjonale variabler. Nedenfor forklares kort de variabler som er benyttet i denne studien.

Enkeltartssammensetning (IAE) beskriver mengde av enkeltarter innenfor tre artsgrupper som igjen er flerdimensjonale. I dette tilfellet er artsgruppen mark- og bunnlevende arter (IAE-MB) relevante, det vil si arter med så lav mobilitet at man kan beskrive artssammensetningen innenfor et gitt område/kartleggingsenhet (Halvorsen et al., 2016b).

Artsgruppesammensetning (IAG) – Denne variabelen gjør det mulig å angi sjiktdekning fordelt på bunnsjikt, feltsjikt, busksjikt, og tresjikt (Halvorsen et al. 2016a). Dekning defineres som vertikalprojeksjonen av levende biomasse, og for tre- og busksjikt angis prosentandelen av

markarealet innenfor et område som ligger innenfor trærns (eller buskers) kroneperiferi (Halvorsen et al., 2016b). Tresjiktdeknning vil bli benyttet i denne oppgaven.

D4 Naturgitte objekter

Naturgitte objekter er objekter i naturen som er påvist å bidra til økt artsmangfold, som f.eks store gamle trær, som det er brukerbehov for å beskrive (Halvorsen et al., 2016b).

D7 Tilstandsvariasjon

Tilstandsvariasjon omfatter «variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønstre som er observerbare i et relativt kort tidsrom (typisk mindre enn 100 (-200) år), og som ikke endrer det aktuelle systemets grunnleggende egenskaper, og den variasjonen i artssammensetning den gir opphav til» (Halvorsen et al., 2016b, s.22). Dersom tilstandsvariasjonen er kommet til uttrykk som endringer i artssammensetning som følge av en effekt av en ytre påvirkning, beskrives denne ved å angi effektens størrelse på en trinndelt skala (Halvorsen et al., 2016b).

4 Kilder og metoder

I dette kapittelet presenteres de kilder og metoder som er brukt for å få svar på problemstillingene nevnt innledningsvis. Feltarbeidet har bestått av naturtypekartlegging etter NiN-systemet, samt punktmarkering av undervannsplanter, vannprøvetaking og intervju. Dataene fra feltarbeidet er behandlet og hovedsakelig analysert i Geografiske Informasjonssystemer (ArcGIS). Flybilder og andre historiske bilder er blitt analysert og tolket i forkant og etterkant av feltarbeidet.

4.1 Historiske kilder

Historiske kilder er levninger, spor eller produkter fra fortiden, som bygninger, redskaper, bilder og dokumenter. Dette materialet kan brukes til å rekonstruere ulike forhold i tidligere tider. På denne måten kan man få informasjon om ulike drivkrefter som har påvirket landskapet til å fremstå slik det gjør i dag. To ulike tilnærminger kan brukes i arbeidet med historiske kilder: retrogressiv tilnærming - forstå fortiden i lys av nåtiden, og retrospektiv tilnærming - forstå nåtiden i lys av fortiden (Lundberg, 2005). I denne studien er det benyttet en retrospektiv tilnærming.

Når det gjelder senkningen av Haukåsvatnet, har verken Statsarkivet eller Byarkivet i Bergen hatt informasjon tilgjengelig. Hovedkilden har derfor vært en av informantene i studiet, Kjell Haukås, som satt på noen dokumenter om senkningen han hadde tatt vare på etter sin far. Dette var i hovedsak referater fra møter i Åsane jordstyre, samt brevvekslinger mellom Åsane formannskap og bøndene som initierte senkningen. Disse ligger vedlagt i appendiks 2. I tillegg til dokumentene om senkningen har jeg hatt tilgang til historiske bilder via universitetsbibliotekets spesialsamling MARCUS og Åsane historielag v/Marianne Herfindal Johannessen. Her var det kun et fåtall bilder av selve studieområdet, og bare ett bilde var tatt før senkningen.

Ettersom historiske flybilder og informantene som er intervjuet også har belyst Haukås i historisk tid, er disse og en form for historiske kilder selv om de går under egne metoder.

4.2 Flybilder og flybildetolkning

Ved sammenligning av flybilder fra ulike tidspunkt kan man avdekke stabilitet og endring i landdekket. Derfor er flybilder godt egnet til kartlegging og overvåkning av landskapsendringer (Lundberg, 2005). Ortofoto er flybilder som innehar de samme geometriske egenskapene som et kart, og kan dermed knyttes til et referansesystem (Kartverket, 2016). Det finnes gode flybilder over Haukås fra 1951 og frem til i dag, noe som er hensiktsmessig med tanke på at Haukåsvatnet ble senket i 1959. Dette gjør det mulig å utføre en tidsserieanalyse fra før senkningen og frem til dagens situasjon. Flybildene kan lastes ned som ortofoto direkte fra Norge i bilder som driftes av Kartverket. Kartutsnitt fra følgende bilder (tabell 4) er brukt til flybildetolkning av dagens situasjon og historiske endringer.

Tabell 4: Flyfoto brukt i flybildetolkning.

Datasettnavn og årstall	Bakkeoppløsning	Dato	Farge/svart hvit
Bergen 1951	32 cm	25. mai	Svart/hvit
Meland-Lindås 1966	20 cm	27. mai	Svart/hvit
Bergen 1970	20 cm	4. juni	Svart/hvit
Bergen 1980	25 cm	15. mai	Svart/hvit
Bergen 2005	20 cm	14. august	Farge
Bergen 2016	10 cm	5. juni	Farge

En sammenligning av eldre og nyere flybilder fra området vil ikke bare avdekke vannstandsendringene etter senkningen av Haukåsvatnet, men det vil også være mulig å se på de vegetasjonsendringene som har skjedd i etterkant av senkningen og frem til i dag. Opptakstidspunkt, det vil si når på året bildene er tatt, vil spille en stor rolle for hvor mye informasjon man kan oppdrive om vegetasjonen i området. Bryn & Halvorsen (2015) anbefaler opptakstidspunkt fra juni-september for lavlandet i Sør-Norge, da dette er vekstsesongen for plantene. Flybildene som er brukt i denne studien har som tabell 4 viser opptakstidspunkt som varierer fra slutten av mai til midten av august. Vannplanter som sumpplanter og flytebladsvegetasjon er senere utviklet i vekstsesongen enn terrestriske planter, og det er dermed noe usikkerhet knyttet til hvor godt disse vil observeres i flybildene som har opptakstid tidlig i vekstsesongen.

Flybildene ble i tråd med NiNs kartleggingsveileder lastet ned og tolket før feltarbeidet. Bryn & Halvorsen (2015) presiserer at kartlegging av natur skal skje i felt, men at flybildetolkning kan benyttes for lett gjenkjennelige naturtyper. I denne studien har det tidsmessig vært mulig å

kartlegge hele området i felt. I etterarbeidet har flybildene derimot vært til stor nytte, både som bakgrunn i prosessen med å lage naturtypekartet, samt til å studere endringene som har skjedd i landskapet. NiN anbefaler 10 eller 20 cm bakkeoppløsning ved naturtypekartlegging (Bryn & Halvorsen, 2015). Av flybildene brukt i denne studien, er det kun *Bergen 1951* og *Bergen 1980* som har lavere oppløsning enn dette. Oppløsningen vil allikevel være tilstrekkelig til å kunne studere de landskapsendringer som er hensiktsmessige for studien.

4.3 Feltarbeid

Feltarbeidet har bestått av naturtypekartlegging, registrering av utvalgte undervannsplanter og vannprøvetaking. Feltarbeidet ble utført i august, september og november 2017, totalt 21 dager. Lengden på hver dag varierte lite, og var i snitt ca. 7 timer. Kartleggingen ble utført med en håndholdt GPS-enhet (Garmin etrex 20). GPS (Global Positioning System) er basert på satellitter og gir nøyaktige geografiske koordinater (Heywood et al., 2011). Kartlegging og registrering er gjort med GPS til fots og med båt. For å kartlegge undervannsplanter er det brukt vannkikkert. GPS er også brukt til å registrere vannprøvelokaliteter. All kartlegging og senere prosessering, inkludert fremstilling av kart og figurer, er gjort i WGS 1984 datum og UTM sone 32N. Intervjuene med lokale informanter kunne kombineres med annet feltarbeid ettersom disse bodde nær feltområdet. Videre vil de metoder som er benyttet i feltarbeidet beskrives.

4.3.1 Naturtypekartlegging

Naturtypekartet er en forenklet fremstilling av virkeligheten som representerer nødvendig informasjon i henhold til problemstillingen. I denne oppgaven er det derfor fokus på naturtypene i området, og deres tilstand med tanke på endringene som har skjedd i landskapet siden 1959.

Registrering av naturtyper

Valg av målestokk er valg av informasjonsmengde, fremdrift og ressursbruk samt kvalitet på kartet (Bryn & Ullerud, 2017). I henhold til NiN har jeg kartlagt i målestokk 1:5000, da dette ifølge veilederen er anbefalt for detaljert kartlegging på natursystemnivået. Veilederen understreker at naturtypekartleggingen skal baseres på feltarbeid, ettersom typene på natursystemnivået (grunntyper) er definert på grunnlag av artsforekomstkriterier (Bryn & Halvorsen, 2015). NiN opererer med en egen veileder for typesystem-kartleggingsenheter (Bratli et al., 2017), som inneholder beskrivelser av enheter for terrestrisk naturtypekartlegging etter NiN 2.1. Her beskrives alle grunntypene, og hvilke arter som forekommer i dem. Denne

veilederen har vært til stor hjelp under naturtypekartleggingen, da det blir enklere å skille naturtyper fra hverandre ved hjelp av artene som er listet opp under hver type. Ingen av naturtypene har vært utilgjengelige eller vanskelige å komme seg til. I studieområdet finnes fire hovedtypegrupper: fastmarkssystemer (T), våtmarkssystemer (V), ferskvannbunnsystemer (L) og limniske vannmasser (F). I tillegg er det i alle vannene mer eller mindre sammenhengende belter av flytebladsvegetasjon. Dette er typer som foreløpig er “stemoderlig behandlet” i NiN (Rune Halvorsen ved pers. med., 2017), og jeg har derfor valgt å benytte meg av Fremstad (1997) sin typifisering av denne (P2 Flytebladsvegetasjon). Det samme gjelder for undervannsvegetasjon, henholdsvis elodeider og isoetider, som i Fremstad (1997) klassifiseres som langskuddsvegetasjon (P1) og kortskuddsvegetasjon (P4). Disse to typene er ikke tatt med i naturtypekartet som er utformet etter NiN, men vises på et eget kart ettersom artene i naturtypene som er kartlagt i felt (tjønngras og blanktjønnaks), i denne sammenheng spiller viktige roller som tolerante og sensitive arter overfor eutrofiering.

Ifølge Bryn & Halvorsen (2015) er det foretrukket at feltkartlegging av naturtyper bør utføres digitalt med bærbar PC, eller feltbrett med innebygd GPS med oppdatert flyfoto. Dette er utstyr som jeg ikke har hatt tilgang til på UiB. Naturtypene er derfor kartlagt med GPS ved bruk av sporingsfunksjon. Med denne funksjonen blir det laget polygoner ettersom man fysisk går rundt naturtypene. I tillegg til sporingsfunksjon er det satt veipunkter som er knyttet til hvert av polygonene. Veipunktene (nummeret) ble notert ned i feltnotatene sammen med artssammensetning og miljøgradienter/variabler som opptrer i naturtypen. På denne måten blir naturtypene systematisk kartlagt. Der det ikke har vært mulig å gå til fots, som i ytterkanten av en sump, har jeg brukt båt eller sett nærmere på flybilder i ettertid. Flybildet Bergen 2016 har svært god oppløsning, så grensene mellom sump og vann er lette å se. Ved kartlegging fra båt har det vært med ulike feltassistenter til å ro båten, slik at jeg selv kunne fokusere på kartleggingen av sumpvegetasjon og undervannsplanter. Undervannsplantene (blanktjønnaks og tjønngras) er registrert punktvis med GPS etter hvert som forekomster av de opptrådte. Dataene har senere blitt analysert i ArcGIS med flyfoto (2016) som bakgrunn.

Variabler fra beskrivelsessystemet

Variabler fra beskrivelsessystemet er inkludert for å få et mer helhetlig innrykk av naturtypene. Dette er gjort blant annet for å gi en oversikt over hvilke arter som forekommer i naturtypene og hvilke som dominerer, samt for å få frem informasjon om blant annet tresjiktdeknning i de områdene hvor trær har etablert seg i etterkant av senkningen. I tillegg er det supplert med

tilstandsvariabler for naturtyper der det har skjedd en endring som følge av menneskelig påvirkning. Følgende variabler er undersøkt:

D1 Artssammensetning

1AE-MB: Artssammensetningen av mark- og bunnlevende arter er ikke tallfestet, men er beskrevet ut i fra hvilke arter som opptrer og dominerer i bunnsjikt, feltsjikt, busksjikt og tresjikt.

1AG-A Total tresjiktsdekning: Det som skal registreres er den totale dekingen i tresjiktet, som anslås som prosentandelen av polygonets areal som ligger innenfor trærnes kroneperiferi (figur 18). Dette gjelder også for åpninger i bladverket som er innenfor trekronens yttergrense. (Halvorsen & Bratli, 2017). Variablene er angitt på A9-måleskalaen (tabell 5). Variabelen er benyttet for alle kartleggingsenheter der trær opptrer, men er mest relevant for de arealer som før senkningen av vannet hadde ikke hadde tresjikt. Ifølge Bryn & Halvorsen (2015) skal tresjiktsdekningen anslås som et estimat ved vertikalprojeksjon. Tresjiktsdekningen er derfor anslått både ved flybildetolkning og feltbefaring.



Figur 18: Figuren viser trekroner sett ovenfra, med kroneperiferien tegnet inn som rød stiplet linje.

Tabell 5: A9-måleskala for tresjiktdeknning. Tabell hentet fra Halvorsen & Bratli (2017).

Verdi	0	1	2	3	4	5	6	7	8
Arealandel	0	0-1/32	1/32- 1/16	1/16- 1/8	1/8-1/4	1/4-1/2	1/2-3/4	3/4- 9/10	>9/10

D4 Naturgitte objekter

4TS-XXyy-TS Store trær av gitt treslag: Det totale antall av store trær av et gitt treslag er registrert, i dette tilfellet eik *Quercus Sp.* Jeg har inkludert hule eiker i naturtypekartet ettersom de har status som utvalgt naturtype i Norge. Ifølge handlingsplan for hule eiker forstås disse som eiketrær med en omkrets på minst 200 cm i brysthøyde, tilsvarende en diameter på 63 cm, samt eiketrær som er synlig hule med omkrets på minst 95 cm eiker (Direktoratet for naturforvaltning, 2012).

D7 Tilstandsvariasjon

7EU Eutrofiering

I NiN versjon 2.1 er 7EU tilstandsvariabelen for eutrofiering. Den adresserer både langtransporterte fosfor- og nitrogentilførsler og tilførsler fra lokale punktkilder (Halvorsen et al., 2016b). Tilstandsvariabelen eutrofiering sammenligner den aktuelle artssammensetningen med en nulltilstand for den aktuelle naturtypen uten menneskebetingete nitrogentilførsler, med en ekstremtilstand der tilførslene er så store at arter som kjennetegner nulltrinnet, ikke eller nesten ikke eksisterer (Halvorsen et al., 2016b). En kartlegging av sensitive og tolerante arter overfor eutrofiering i henhold til vannveilederen, vil dermed kunne gi en indikasjon på eutrofieringsgraden i vannet. Ut i fra naturtilstanden i vannet, med det naturlig kalkfattige næringsgrunnet, forventes nulltilstanden å være en artssammensetning dominert av stresstolerante og sensitive arter. Ettersom det ikke foreligger en trinndelt skala for eutrofiering i NiN 2.1, vil resultatet av kartleggingen drøftes og diskuteres sammen med vannprøvene.

Tjønngras (sensitiv art overfor eutrofiering) og blanktjønnaks (tolerant art overfor eutrofiering) er kartlagt for å få en indikasjon på tilstanden i vannet. På denne måten vil ett av de biologiske kvalitetselementene for økologisk tilstand i ferskvann, nemlig vannplanter, bli målt (tabell 1, s.16). Under kartleggingen ble det søkt etter flere isoetider som stivt brasmegras og botnegras, men disse ble ikke funnet. Imidlertid ble et par andre sensitive arter registrert, som det gjøres rede for i kap.5.3.1. Den store forekomsten av blanktjønnaks gjorde at det var denne det ble fokusert på av tolerante arter.

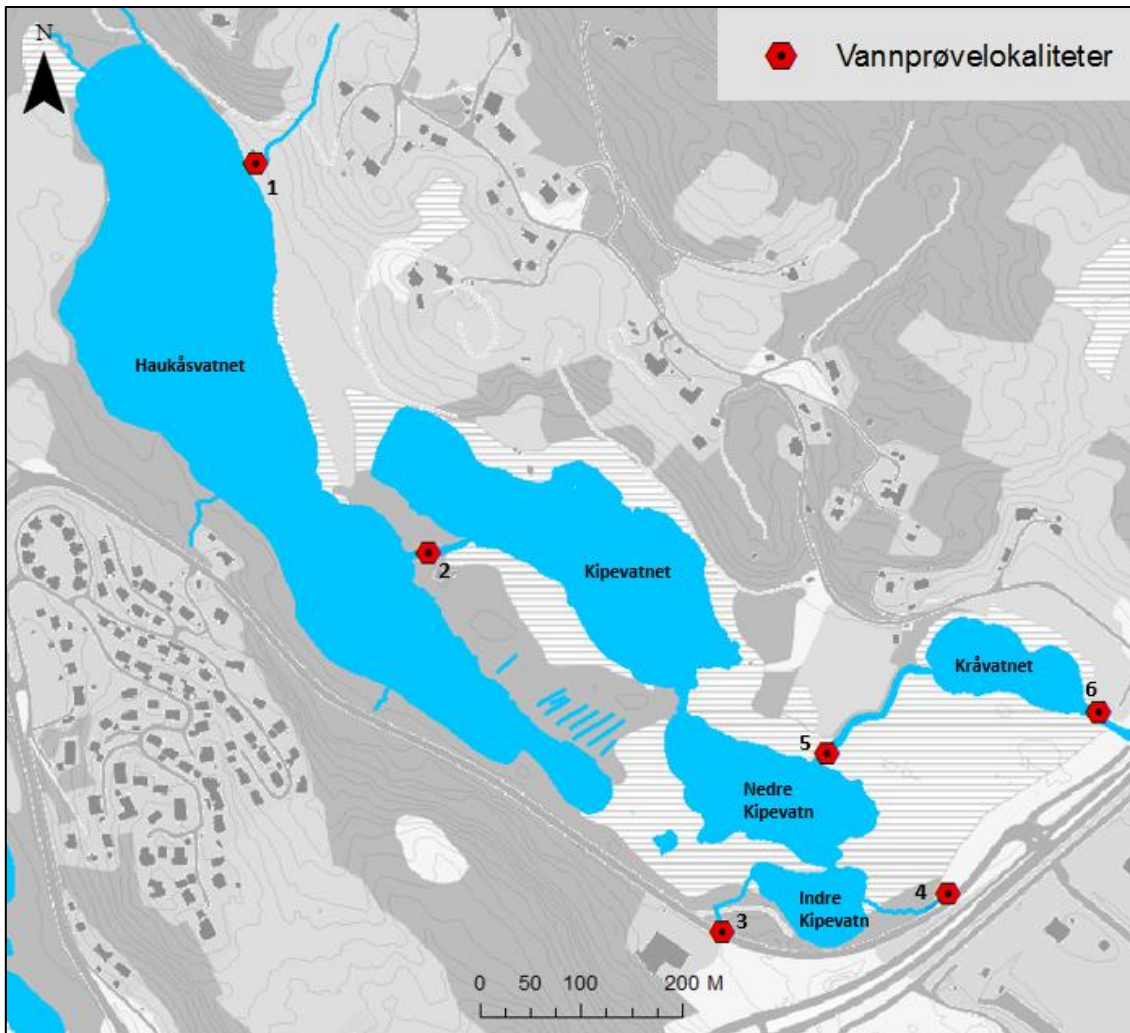
7RA-SJ Rask gjenvekstssuksesjon i semi-naturlig og sterkt endret jordbruksmark: Et areal/område for jordbruksmark vurderes langs en gjenvekstssuksesjonsgradient fra et område i bruk, til en ettersuksesjonstilstand av en hovedtype av et naturlig system, som oftest skogsmark. Her brukes en femtrinns måleskala (R5b), med intakt jordbruksmark (trinn 1) og ettersuksesjonstilstand (trinn 5) som referanser (Halvorsen & Bratli, 2017). Estimering av trinn er gjort slik det er beskrevet i Halvorsen & Bratli (2017), på grunnlag av det relative innholdet av arter typisk for intakt jordbruksmark og arter typisk for antatt ettersuksesjonstilstand. Se appendiks 1 for full skala.

7GR-GI Grøftingsintensitet

Grøfting (7GR) er en tilstandsvariabel som beskriver effekter på artssammensetning i blant annet våtmarkssystemer, forårsaket av dreneringstiltak. Ved grøfting kan artssammensetning og miljøet bli påvirket over mange år, og derfor beskrives intensiteten av grøftingsbegrepet som en enkelvariabel-grøftingsintensitet (7GR-GI) (Halvorsen et al., 2016b). Denne tilstandsvariabelen angis på en femtrinns skala med intakt våtmark (trinn 1) og gjennomgripende grøfting (trinn 5) som referanser. Estimering av trinn er gjort på grunnlag av endring i artssammensetning. Dette innebærer fravær eller forekomst av typiske myrarter som torvmose. Se appendiks 1 for full skala.

4.3.2 Vannprøvetaking

For å få et mål på fysisk-kjemiske kvalitetselementer i vannet (tabell 1, s.16), er det tatt vannprøver på seks ulike lokaliteter. Prøvene ble tatt 28.11.2017 i samarbeid med Sveinung Klyve fra Hordaland Fylkeskommune. Lokalitetene er valgt for å få et mest mulig representativt resultat for alle vannene samlet, og for å se om det er forskjell på de øverste og nederste vannene i studieområdet. Lokalitet 1, 2, 5 og 6 er derfor spredt fra øverst i Haukåsvatnet til utløpet fra Kråvatnet (figur 19). I tillegg er det tatt prøver fra hver av de små bekkene som renner ut i Indre Kipevatn fra vest og øst (3 og 4). Alle prøvene er tatt fra land i overflaten av vannet. Ved hver



Figur 19: Lokalteter for vannprøvetaking. ©Kartverket.

lokalitet ble to ulike beholdere brukt; en for bakteriologiske målinger, og en for de andre parameterne (se nedenfor). Analysene er utført av Eurofins norsk miljøanalyse AS (Bergen).

Vannføringen var noe høyere enn normalen da vannprøvene ble tatt (figur 4, s.7), da det hadde vært tre dagers opphold etter en lang periode med regnvær. Prøvene ble analysert for næringsstoffer og tarmbakterier, samt pH, turbiditet og konduktivitet. Av disse parameterne opererer vannveilederen, i henhold til vannforskriften, med klassegrenser for total fosfor, total nitrogen og pH som en del av fysisk-kjemiske kvalitetselementer for ferskvann. Vannveilederen opererer ikke med klassegrenser for turbiditet og tarmbakterier. For disse parameterne er det derfor benyttet klassegrenser fra Statens Forurensningstilsyn (SFT) (1997) sitt klassifiseringssystem. Videre i oppgaven vil det bli lagt vekt på de nevnte parameterne som har definerte klassegrenser (tabell 6).

Tabell 6: Parametere og grenseverdier for næringsstoffer, tarmbakterier, pH og turbiditet for innsjøtype 5 – kalkfattig, middels stor, lavland og skog. Grenseverdier fra Iversen & Sandøy (2015); SFT (1997).

Parametere	Referanse-verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Total fosfor (µg/l)	4	1-7	7-11	11-20	20-40	>40
Total nitrogen (µg/l)	200	1-325	325-475	475-775	775-1350	>1350
pH	7	7,3-6,6	6,6-5,9	5,9-5,2	5,2-4,9	<4,9
Turbiditet (FTU)		<0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
E. Coli		<5	5-50	50-200	200-1000	>1000

4.4 GIS – Geografiske informasjonssystemer

GIS (Geografiske informasjonssystemer) er et datamaskinsystem som brukes til å visualisere, analysere og tolke geografisk data (Heywood et al., 2011). GIS har vært et meget nyttig verktøy for tolkning og analysering av data fra felt, der data fra GPS har blitt lagt inn i GIS for å fremstille funn. Jeg har brukt ArcGIS Desktop 10.5.0 (ArcMap og ArcCatalog) til å lage naturtypekartet, samt alle andre kartfigurer i oppgaven. Ikke minst har programmet blitt brukt til sammenligning av flybilder fra ulike årstall. Råfilene fra GPSen (spor og veipunkter) har blitt konvertert til shapefiler gjennom programvaren DNR GPS.

For naturtypekartet ble det opprettet nye shapefiler i ArcMap for å trekke polygoner med sporingsfunksjonen som mal, med flybilde Bergen 2016 som bakgrunn. Dette gjorde det lettere å rette opp i feil på enkelte områder hvor GPS-målingene hadde unøyaktighet. De ulike polygonene ble så symbolisert etter hva slags naturtype de ble tildelt. Det finnes per dags dato ingen standard kartografi for NiN, og jeg har derfor valgt å bruke AR5-klassifisering som referanse for symbolisering av kartlagte felter. Ettersom det finnes atskillig flere naturtyper i NiN enn det finnes arealtyper i AR5-klassifikasjonen, måtte symboliseringen utvides og tilpasses på flere av typene. Bakgrunnskartdata for naturtypekartet er basert på felles kartdatabase (FKB); arealdekke (32_121arealressurs_flare), bygninger (c32_1201bygg_flare) og høydekoter (c32_1201bygg_flare) som er levert av Geovekst og Bergen kommune. I de andre kartene er bakgrunnsdata lastet ned fra GeoNorge (Kartverket) sin WMS-tjeneste.

4.5 Intervju

Som et supplement til flybildetolkning, historiske kilder og feltarbeid, er informanter med relevant kunnskap om studieområdet en viktig ressurs for informasjon om tidligere arealbruk, ressursutnyttelse og naturfenomen (Lundberg, 2005).

Jeg har intervjuet to personer med tilknytning til studieområdet, Kjell Haukås (født 1944) og Lars Haukås (født 1947). Begge informantene er «pensjonerte» bønder fra hvert sitt bruk på Haukås. Informantene var svært imøtekommende og svarte velvillig på alle spørsmål. Jeg har intervjuet dem én og én i deres hjem i en nokså uformell stil, også kalt ustrukturert intervju. På forhånd hadde jeg laget en intervjuguide med spørsmål, men jeg lot også informantene styre samtalen innenfor relevante temaer, som spesifisert i Lundberg (2005). Hovedfokus var på senkningen av Haukåsvatnet og tidligere arealbruk i området.

Resultatet fra intervjuene vil bli presentert i sammenheng med resultater fra historiske kilder og flybildetolkning.

5 Resultat

I dette kapittelet vil jeg gjøre rede for de funn som er gjort i felt, og etterarbeid. Formålet er å vise hvordan landskapet i studieområdet har endret seg i etterkant av senkningen, samt hvordan det fremstår i dag i form av naturtyper. I tillegg presenteres kartlegging av sensitive og tolerante arter, samt vannprøveresultater.

5.1 Historiske kilder

Her vil jeg ta for meg de historiske bildene jeg har funnet av studieområdet, samt informasjon om senkningen av vannet og arealbruk frem til i dag som har kommet frem gjennom intervjuer og dokumentgransking.

5.1.1 Senkningen av Haukåsvatnet

I 1959 ble Haukåsvatnet senket med ca. 1 meter, ved at utløpet av Kråvatnet ble senket ved utspregning. Kjell Haukås opplyste at bakgrunnen for senkningen var at jordbruksområdene som grenset til vannet på østsiden ofte var vasstrukne, og at det måtte tørre og varme somrer til for at disse arealene skulle være produktive. Ofte stod markene under vann, og dette var en tid da jordbruket var intensivt i området (Kjell Haukås ved pers. med., 2017).



Figur 20: Haukåsvatnet før senkningen, sett fra nord (u.å). (Utlån: Åsane Historielag).

I 1955 begynte derfor planene om en kanalisering av Haukåselva (den gangen kalt Teiglona), som ville resultere i en senkning av vannet. Johan Haukås (faren til Kjell) og herredsağronomen Sem Varhaug var blant noen av dem som tok initiativ til senkningen, på vegne av Åsane jordstyre. Disse fikk i oppdrag å ordne med søknad om pengetilskudd, innhente pristilbud på kanaliseringsarbeidet og ellers ta seg av inn- og utbetalinger for arbeidet (Åsane Formannskap, 1958). Til kanaliseringsarbeidet gav Åsane kommune en pengestøtte som utgjorde 20 % av kostnadsoverslaget. Resten av kostnadene skulle fordeles på interessentene, totalt 18 bruk (Åsane formannskap, u.å.). I følge Kjell Haukås skulle vannet opprinnelig senkes med 1,75 meter, men dette hadde de ikke midler til. Kanaliseringsarbeidet var ferdig i 1959, og vannet var blitt senket med ca. 1 meter (Kjell Haukås ved pers. med., 2017). Senkningen resulterte i nye landområder som skapte et tydeligere skille mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet, og Kipevatnet fikk to avsnørte deler – Nedre Kipevatn og Indre Kipevatn (figur 21).



Figur 21: Til venstre: Haukåsvatnet, Kipevatnet og Kråvatnet før senkning (1951). Til høyre: Haukåsvatnet (1), Kipevatnet (2), Nedre Kipevatn (3), Indre Kipevatn (4) og Kråvatnet (5) etter senkning (1970).

I følge Kjell Haukås ble jordbruksarealene på vannenes østside gode og produktive etter senkningen. Frem til midten av 1970-tallet var det intensiv drift med melkeproduksjon på flere av brukene med arealer som grenset til vannet. Dette var for det meste fulldyrka og overflatedyrka eng som ble gjødslet og slått, men enkelte bruk hadde også noen åkerlapper der de dyrket poteter og grønnsaker. Kjell Haukås opplyste at det i den mest intensive perioden var avrenning av både husdyrgjødsel, kunstgjødsel og silosaft til vannet. Vannet var da grønnfarget om sommeren. Fra midten av 1970-tallet opphørte melkeproduksjonen, og de fleste brukene satset fra da av kun på sau.

Videre frem mot 2000-tallet fortsatte jordbruket i området gradvis å opphøre, og fra ca. midten av 1990-tallet var Lars Haukås den eneste som hadde sauer i området. Nå var det heller ingen fulldyrkede arealer langs vannene. Det meste var overflatedyrka eng, samt noen juletreplantasjer på høydedraget øst for Haukåsvatnet og Kipevatnet (Kjell Haukås ved pers. med., 2017). Lars Haukås sluttet med sauehold i 2007. Siden den gang har det ikke vært drift på jordbruksarealene langs vannene, bortsett fra et lite stykke øverst på østsiden av Haukåsvatnet, som Lars Haukås i dag slår med beitepusser for å holde vegetasjonen nede (Lars Haukås ved pers. med., 2017). Juletreplantasjen på høydedraget ovenfor Haukåsvatnet (i øst) blir fortsatt holdt i hevd, og gjødsles i dag.



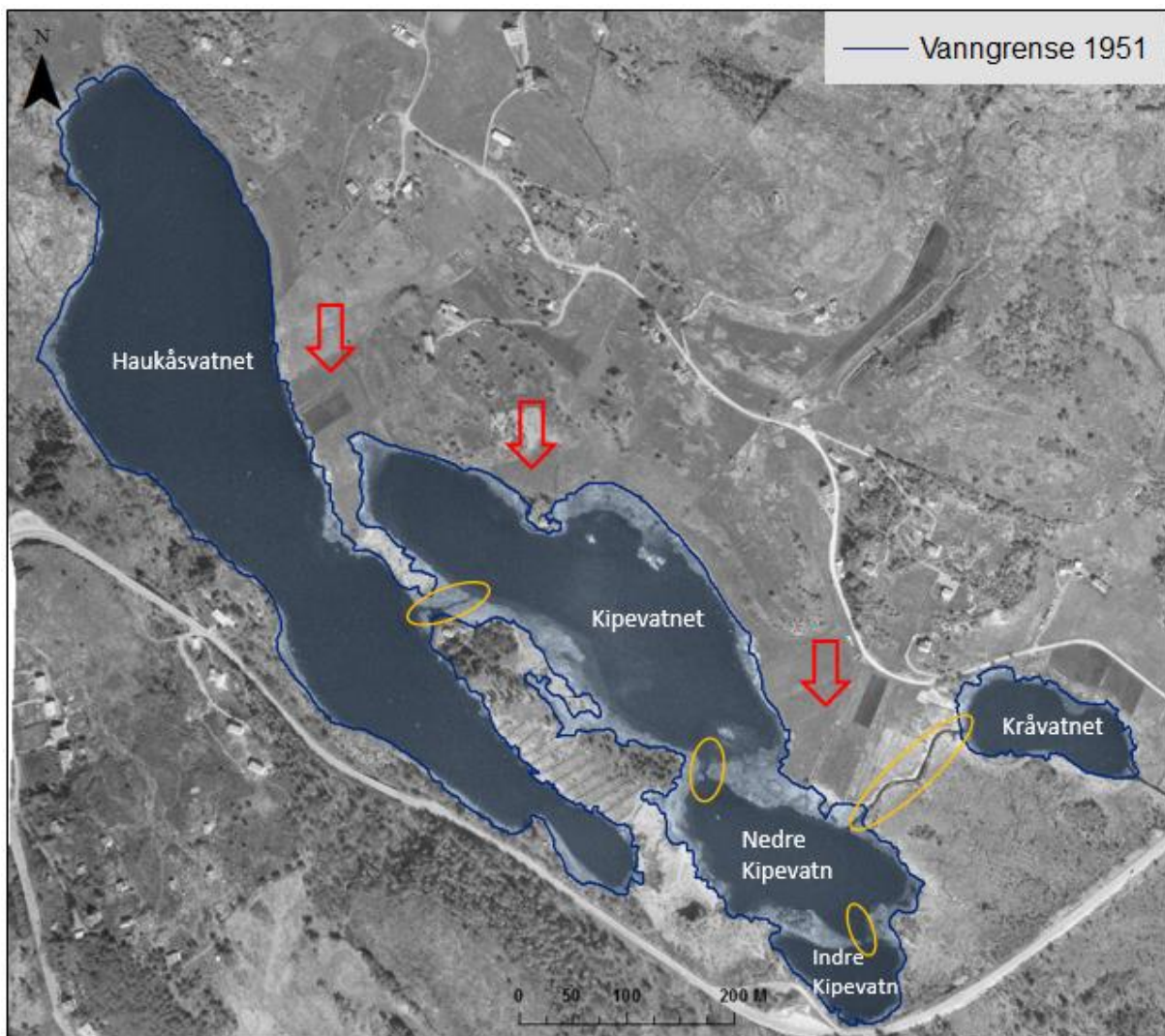
Figur 22: Kråvatnet (fremst), Kipevatnet og Haukåsvatnet etter senkningen, sett fra øst 1961. Mellom Kråvatnet og Kipevatnet er jordbruksarealer som ble mer produktive etter senkningen. (Universitetet i Bergen, 2018).

5.2 Flybildetolkning

Flybildetolkningen er foretatt for å studere og tolke de landskapsendringene som skjedde både som en direkte konsekvens av senkningen, og i etterkant. I tillegg presenteres andre arealendringer som har funnet sted fra senkningen og frem til i dag i studieområdet.

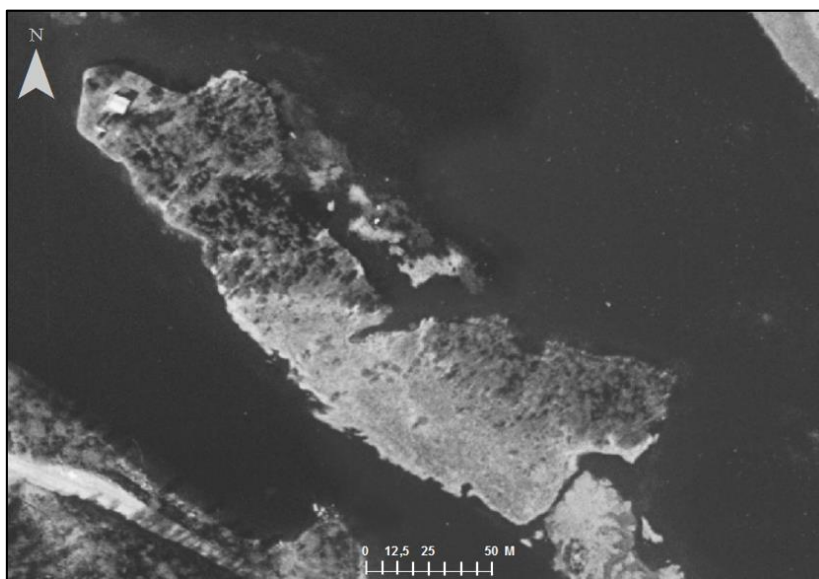
Tidligere vanngrense

Etter senkningen forble vannene forbundet av små kanaler (figur 23). Vannets overflateareal ble redusert med ca. 16 %. Dette vises spesielt godt rundt Kipevatnet og Nedre Kipevatn. I tillegg fikk Sponga mellom Kipevatnet og Haukåsvatnet et betydelig større areal. De røde pilene peker på jordbruksarealer som tidligere var fuktige og vanskelige å drive, som ifølge Kjell Haukås ble mer produktive etter senkningen.



Figur 23: Vannareal fra 1951 utfigurert over flyfoto fra 1966. Røde piler markerer jordbruksarealer som ble lettere å drive etter senkningen. Gule polygoner viser kanalene mellom vannene.

Sponga mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet er et av de områdene hvor det, ut i fra flybildet, tydeligst fremstår at vannet har blitt senket (figur 24 og 25). I figur 25 kan man se at det i 1966 er dype spor som går i sør-vestlig retning ut mot Haukåsvatnet. I følge Lars Haukås ble det etter senkningen grøftet på Sponga for å plante gran. Som figur 24 viser var det allerede før senkningen plantet grantrær i nord- og sør-enden av Sponga. Det var et håp om at en grøfting av myra etter senkningen ville gjøre det mulig å plante flere trær her. Grantrærne vokste seg imidlertid aldri store nok fordi forholdene fortsatt var for fuktige. Grøftingen var derfor ikke særlig vellykket (Lars Haukås ved pers. med., 2017).

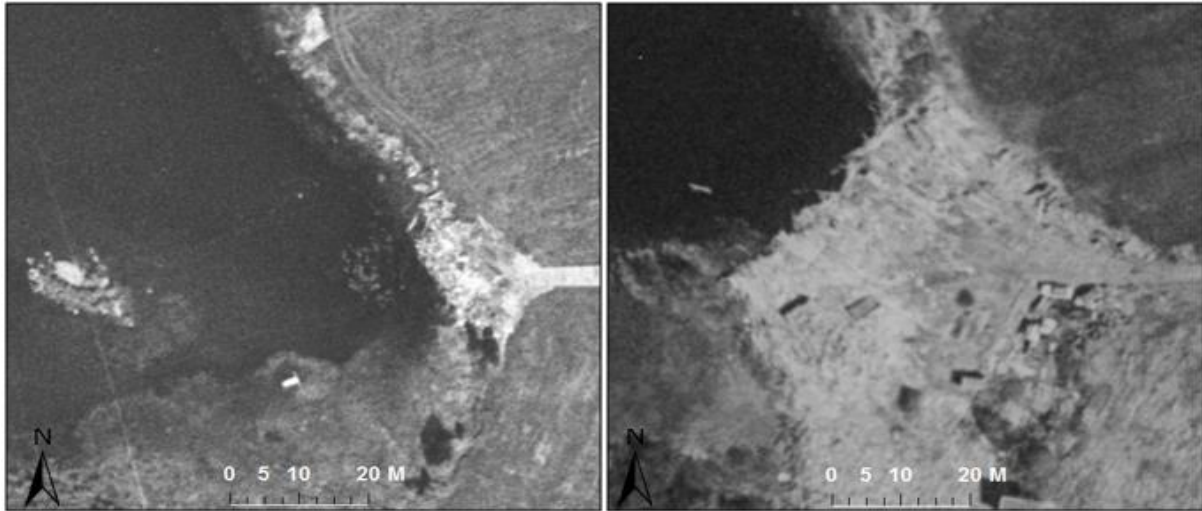


Figur 24: Sponga mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet før senkning, 1951.



Figur 25: Sponga mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet etter senkning, 1966. Grøftespor kan tydelig observeres.

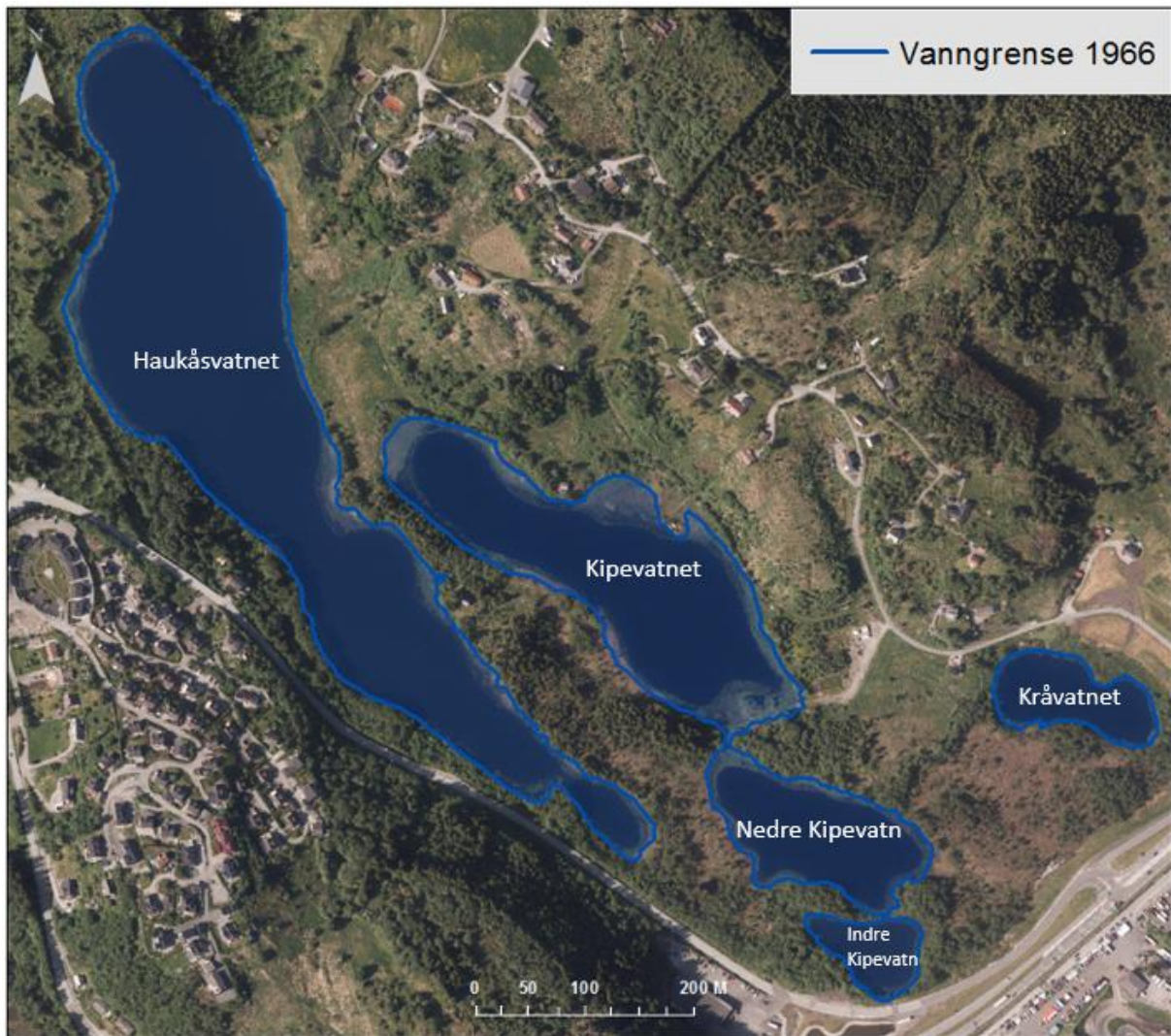
På 1970-tallet ble det fylt ut masser i sørlige del av Kipevatnet. Fyllmassene bestod av gammelt bygningsmateriale fra nedrevne hus i Bergen (Lars Haukås ved pers. med., 2017). Dette grodde ifølge Lars Haukås fort til med vegetasjon. Figur 26 viser det berørte arealet i den sørlige delen av Kipevatnet før og etter deponeringen (samme utsnitt fra flyfoto).



Figur 26: Fylling av masser i Sørlige del av Kipevatnet. Flybilde fra 1970 (t.v) og 1980 (t.h).

Vegetasjonsendringer

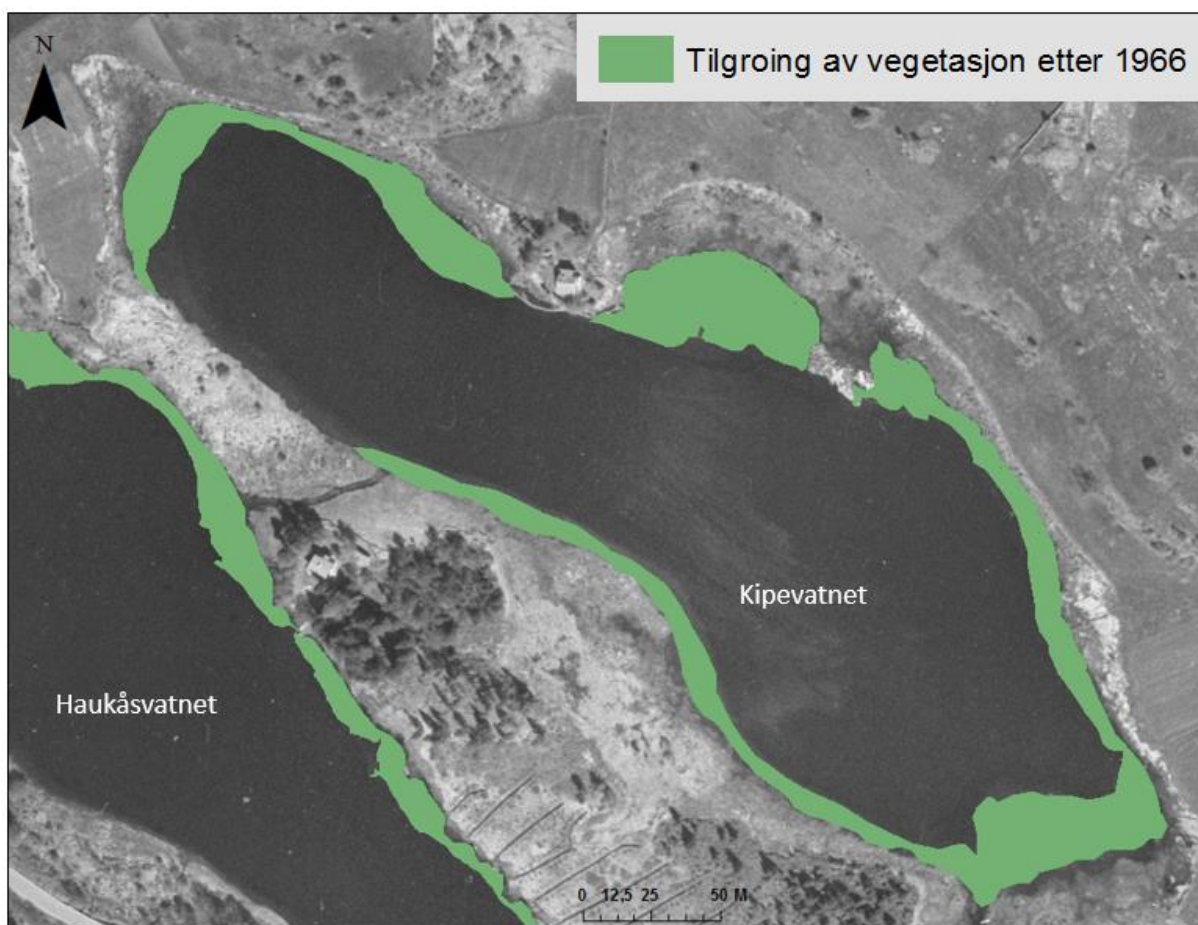
I forbindelse med senkningen av vannet er det ikke bare relevant å se på de umiddelbare endringene som følge av lavere vannstand, men også de endringene som har skjedd i etterkant av senkningen og frem til i dag. Bildene nedenfor viser derfor endringer i vegetasjonsdekket, både i vannkanten og på landområder som ble berørt av senkningen. Flybildetolkningen viser at vannarealet har minket som følge av gjengroing i perioden 1966-2016, spesielt i Kipevatnet (figur 27 og 28). Tabell 7 viser størrelse på tilgrodd areal av helofytter i samtlige vann siden 1966. Fyllingen i Kipevatnet er tatt med i beregningen ettersom denne også har bidratt til å minke vannarealet.



Figur 27: Vannareal fra 1966 utfigurert over flyfoto fra 2016.

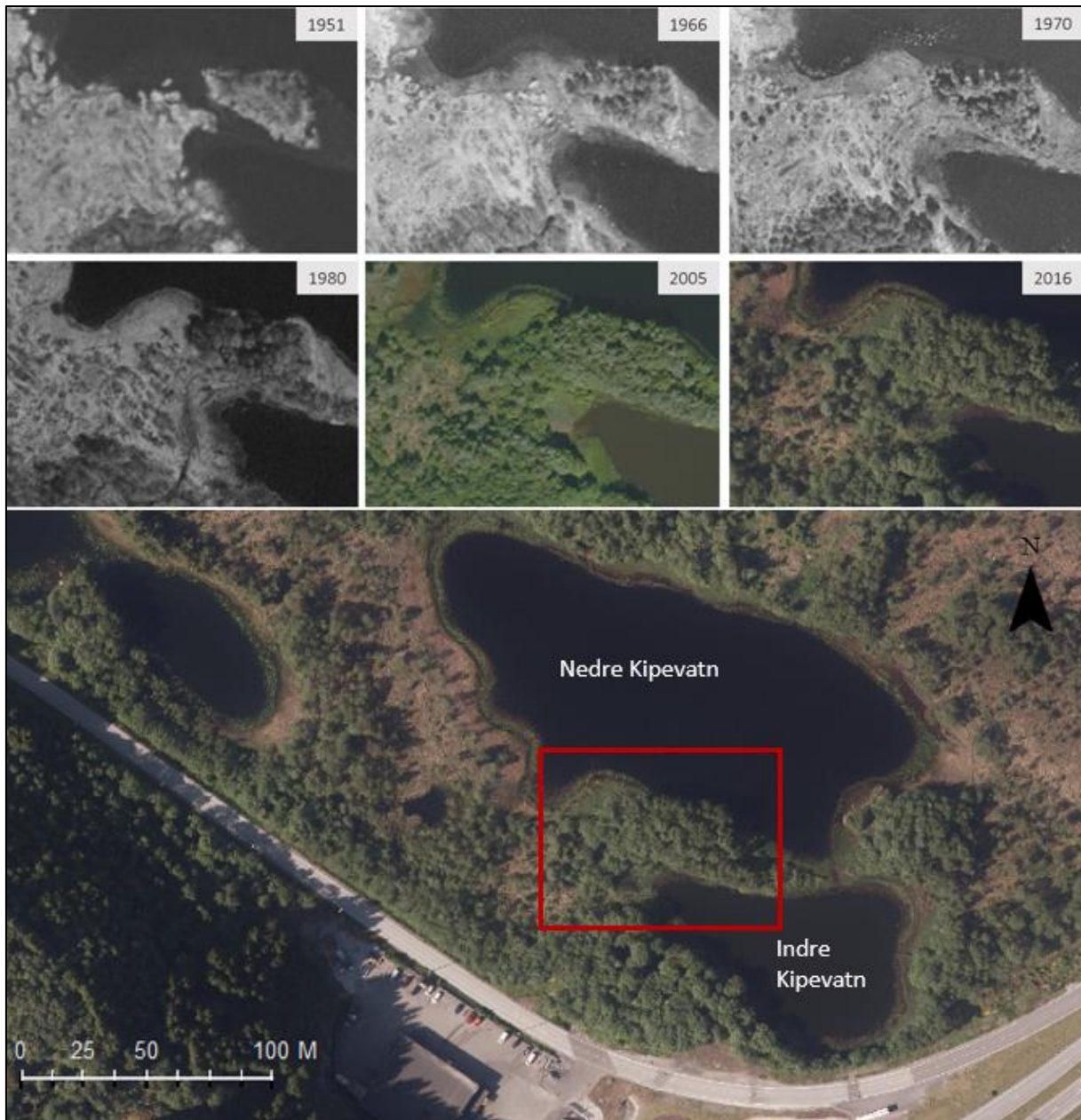
Tabell 7: Tilgrodd areal av vegetasjon i vannene siden 1966, basert på flybildetolkning.

Vann	Tilgrodd areal av vegetasjon siden 1966 (dekar)
Haukåsvatnet	8,2 daa
Kipevatnet	9 daa
Nedre Kipevatn	2 daa
Indre Kipevatn	0,5 daa
Kråvatnet	0,7 daa
Totalt	20,4 daa (11%)



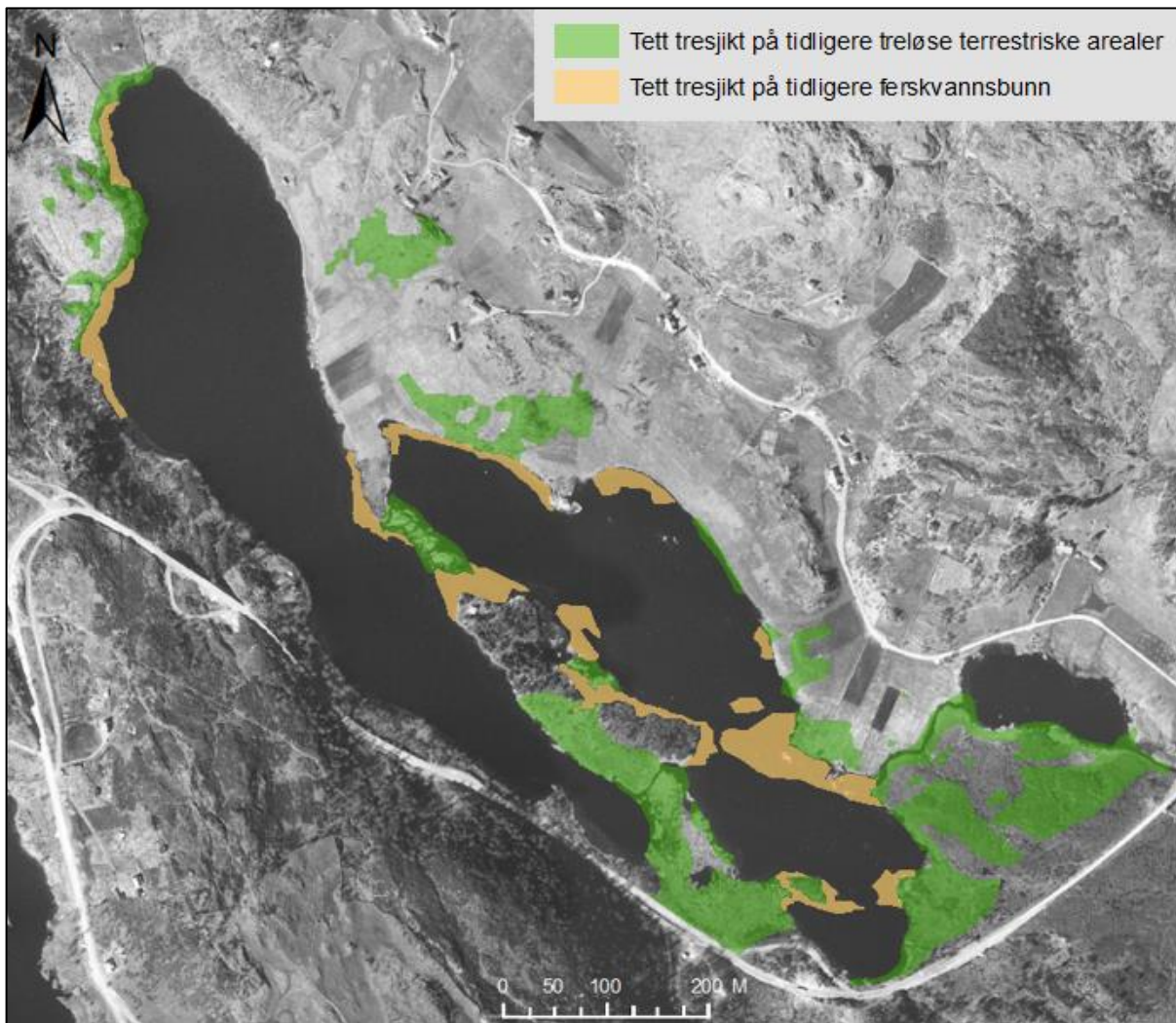
Figur 28: Kipevatnet og deler av Haukåsvatnet, 1966. Bildet viser vegetasjonen som har grodd til i vannet siden 1966 og frem til i dag (grønt), basert på flybilde fra 2016.

Senkningen medførte også vegetasjonsendringer på terrestriske arealer. Sammenligning av eldre og nyere flybilder viser tydelig at forekomsten av trær har økt betraktelig. Fremveksten av trær gjelder generelt for hele studieområdet. Figur 29 viser den gradvise utviklingen av skog og sump fra 1951-2016, sør i studieområdet mellom Nedre Kipevatn og Indre Kipevatn.



Figur 29: Gradvis utvikling av sump, myr og skog mellom Nedre Kipevatn og Indre Kipevatn.

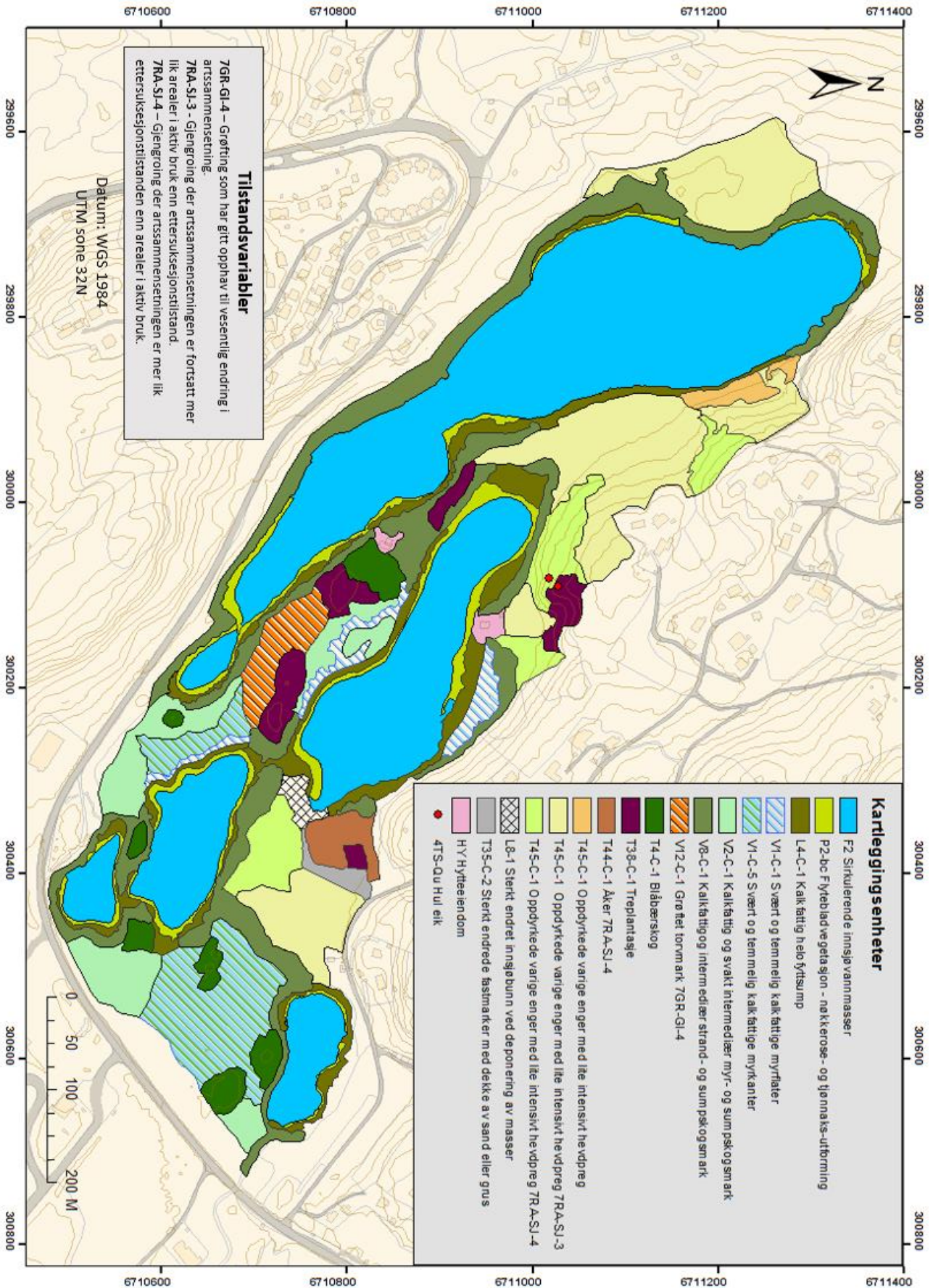
Figur 30 viser arealer i studieområdet som før senkningen var treløse, enten under eller over vann, som nå har et tett tresjikt, tilsvarende 1AG-A 7-8 på måleskalaen for tresjiktdeking i NiN (tabell 5, s.43). Her inkluderes i hovedsak arealer i studieområdet som ble berørt av senkningen, men også andre arealer (østsiden av vannene) er tatt med der fremveksten av trær skyldes opphør av jordbruksdrift.



Figur 30: Dagens arealer med tett tresjikt utfigurert over flybilde fra 1951.

5.3 Naturtypekartlegging

Naturtypekartet (figur 31) viser utbredelsen av de ulike naturtypene i og rundt vannene slik de fremstår i dag. Det generelle bildet viser omliggende våtmarker, opphørte jordbruksarealer og spredte forekomster av skog og granplantefelt. Typene *åker* og *eng* har fått en beskrivelse av tilstandsvariabelen rask gjenvekstssuksesjon (7RA-SJ) for å vise grad av gjengroing, og *grøftet torvmark* har fått beskrivelse av tilstandsvariabelen 7GR-GI (grøftingsintensitet). Tilstandsvariabelen eutrofiering (7EU) vil bli presentert i forbindelse med kartet over sensitive og tolerante arter senere i kapittelet. Videre følger en nærmere beskrivelse av naturtypene som er kartlagt, hvilke arter som opptrer i de og tilstandsvariasjon for de naturtypene det gjelder. Typebestemmelsene følger NiN, men beskrivelsen tar utgangspunkt i egne registreringer i felt.



Figur 31: Naturtyper i og rundt Haukåsvatnet, Kipevatnet, Nedre Kipevatn, Indre Kipevatn og Kråvatnet. Kartlagt i målestokk 1:5000.

L4-C-1 Kalkfattig helofyttsump

Sumpvegetasjon forekommer i lange, mer eller mindre oppstykkede belter i strandkanten i alle vannene, med varierende bredde. Flaskestarr *Carex rostrata* er dominerende i alle kartleggingsenhetene, og i Kipevatnet og nedre Kipevatn forekommer også trådstarr i stor grad. Ellers opptrer strandrør *Phalaris arundinaceai*, elvesnelle *Equisetum fluviatile*, trådstarr *Carex lasiocarpa* bukkeblad *Menyanthes trifoliata* og myrhatt *Comarum palustre* i varierende mengde i sumpene. Forekomsten av elvesnelle var størst i Haukåsvatnet og Kipevatnet, der den opptrådte i oppstykkede tynne belter utenfor flaskestarrene. I Kråvatnet og Kipevatnet ble også sverdlilje *Iris pseudacorus* observert enkelte steder. Strandrør forekom hyppigst på østsiden av Haukåsvatnet og Kipevatnet, gradvis i overgangen mellom de gamle jordbruksarealene og helofyttsumpen.



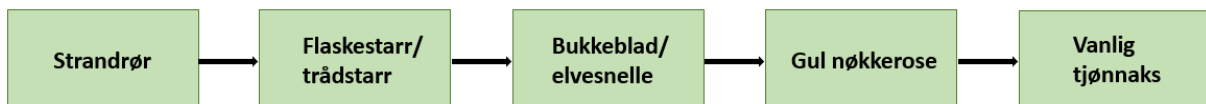
Figur 32: Kalkfattig helofyttsump.

P2-bc Flytebladsvegetasjon – Nøkkerose- og vanlig tjønnaks-utforming

Flytebladsvegetasjonen opptrer, i likhet med helofyttsamfunnene, i mer eller mindre sammenhengende belter rundt vannene. Som naturtypekartet (figur 31) viser, er naturtypen mer fraværende i Haukåsvatnet enn i de andre vannene, spesielt langs østsiden av den nordlige delen av vannet. Flytebladsvegetasjonen grenser mot helofyttsumpene der disse er til stede, og ellers inn til land. Artene som er observert i flytebladsbeltet er gul nøkkerose *Nuphar lutea* og vanlig tjønnaks *Potamogeton natans*. Gul nøkkerose var mer fraværende i Indre Kipevatn, som skiller seg fra de andre vannene i studieområdet ved å være mer uklart. I tillegg til disse artene er flåtegras *Sparganium angustifolium* observert i kanalen mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet, samt mellom Kipevatnet og Kråvatnet. Figur 34 viser den typiske vegetasjonssoneringen for flytebladsvegetasjon og helofyttsump i studieområdet.



Figur 33: Flytebladsvegetasjon - Nøkkerose- og vanlig tjønnaks-utforming (P2-bc),



Figur 34: Typisk vegetasjonssonering av helofytter og flytebladsvegetasjon i studieområdet.

V1-C-1 Svært og temmelig kalkfattige myrflater

På sørvestsiden av Kipevatnet og Nedre Kipevatn opptrer denne naturtypen som en gradvis overgang mellom helofyttsumpen og myrkant/myr- og sumpskogsmark, ofte i form av flytematter nærmest sumpene. Her er et feltsjikt med dominans av hovedsakelig flaskestarr og trådstarr, i tillegg til enkelte forekomster av myrull *Eriophorum Sp.* Bunnsjiktet består heldekkende av ulike typer mose, henholdsvis ulike torvmoser *Sphagnum Sp.*, bjørnemose *Polytrichum Sp.* og heigråmose *Racomitrium lanuginosum*. Flaskestarr blir mer dominerende nærmere helofyttsumpen. Tresjiktet er enten fraværende eller meget spredt (AG-A 2), med små individer av dunbjørk *Betula pubescens* og furu *Pinus sylvestris*. Kartleggingsenheten på nordsiden av Kipevatnet er kun dominert av flaskestarr og trådstarr, med et tynt lag av torvmoser i bunnsjiktet som ofte var oversvømmet av vann.



Figur 35: Svært og temmelig kalkfattige myrflater (V1-C-1).

V1-C-5 Svært og temmelig kalkfattige myrkanter

Naturtypen opptrer sør for Kråvatnet og langs vestsiden av Nedre Kipevatn på arealer som er forholdsvis tuepregede. Artssammensetningen skiller seg fra myrflaten ved at det er større innslag av arter typisk for fastmark. Forholdene er også tørrere. Her er et tynt busksjikt av pors *Myrica gale* og einer *Juniperus communis*, mens blåbær *Vaccinium myrtillus*, blokkebær *Vaccinium uliginosum*, skrubbær *Cornus suecica*, røsslyng *Calluna vulgaris*, klokkeling *Erica tetralix* og bjønnskjegg *Trichophorum cespitosum* er arter som inngår i feltsjiktet. Bunnsjiktet er i stor grad preget av ulike torvmoser, spesielt mellom tuene. I begge kartleggingsenhetene er et middels tett tresjikt (1AG-A 4) dominert av furu og dunbjørk, med innslag av rogn *Sorbus aucuparia*. Trærne er sjeldent over tre meter høye.



Figur 36: Svært og temmelig kalkfattig myrkant (VI-C-5) med røsslyng.

V2-C-1 Kalkfattig og svakt intermediær myr- og sumpskogsmark

Denne naturtypen opptrer som skogkledd myr med et middels til relativt tett tresjikt (1AG-A 5-6) dominert av svartor *Alnus glutinosa* og dunbjørk med innslag av furu og rogn. Trærne varierer i størrelse, men de fleste er under 3 meter høye. I busksjiktet, som er relativt tett, opptrer hovedsakelig pors. Terrenget er flatt og stedvis tuete. Naturtypen forekommer ved siden av myrflate og myrkant, samt nær helofyttsumper i sørlige deler av studieområdet (figur 31). Feltsjiktet er flekkvis og dominert av graminider, henholdsvis flaskestarr og bjønnskjegg, og på tuene vokser blåbær og blokkebær. Bunnsjiktet består hovedsakelig av ulike torvmoser. Kartleggingsenheten på Sponga mellom treplantasjene har større innslag av bartrær, ettersom denne gradvis har overgang til den grøftede myra (V12) hvor det er plantet gran.



Figur 37: Kalkfattig og intermediær myr- og sumpskogsmark (V2-C-1).

V8-C-1 Kalkfattig og intermediær strand- og sumpskogsmark

Dette er løvskoger i strandkanten ved vannet med høyt stagnerende vann. Naturtypen opptrer mer eller mindre rundt alle vannene i smale belter, ofte som en sone mellom annen våtmark (eller fastmark) og helofyttsumpen, altså i svært fuktige forhold. Ved høy vannføring stod samtlige trær med vann over røttene. Tresjiktet er i alle kartleggingsenheter gjennomgående tett (1AG-A 8) og består hovedsakelig av svartor, med stedvis innslag av rogn og selje *Salix caprea*. Der busksjikt opptrer er det ørevier *Salix aurita* som dominerer. I feltsjiktet er det registrert flaskestarr, strandrør og myrhatt.



Figur 38: Kalkfattig og intermediær strand- og sumpskogsmark (V8-C-1). Haukåsvatnet nord.

T4-C-1 Blåbærskog

Naturtypen opptrer på små koller sør i området mellom myrkantene og myr- og sumpskogsmark, samt på Sponga. På Sponga er tresjiktet tynt (1AG-A 3), og flere stubber tilsier at det har vært hogst her. I de andre kartleggingsenhetene er tresjiktet relativt tett (AG-A7-8) og består hovedsakelig av dunbjørk og furu, men enkelte individer av rogn forekommer også. Busksjiktet er tynnere, og består hovedsakelig av einer. Terrenget er tuete og forholdene er tørrere enn omgivelsene nedenfor forhøyningene i myrkantlandskapet. Antall arter i feltsjiktet er begrenset med dominans av blåbær og blokkebær. Smyle *Avenella flexuosa* forekommer også.



Figur 39: Blåbærskog (T4-C-1) på forhøyning i myrkant-landskap.

T38-C-1 Treplantasje

Rundt i studieområdet er det flere små granplantefelt, hvor det vokser norsk gran *Picea abies*. Bunnvegetasjonen varierer mellom de forskjellige feltene. Feltet ovenfor Kipevatnet har lite eller tilnærmet fraværende bunnsjikt, og strø fra trærne dekker bunnen. Her er tresjiktet meget tett (1AG-A 8). Plantefeltene på forhøyningene på Sponga mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet har et tynt feltsjikt med blåbær og tyttebær og et heldekkende bunnsjikt av ulike mosearter. Her er også tresjiktet noe mer spredt, i tillegg til at det observeres enkelte rotvelt og liggende død ved.



Figur 40: Plantasjeskog på Sponga (T38-C-1).

V12-C-1 Grøftet torvmark

Naturtypen opptrer på Sponga mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet. Terrenget er flatt, men tuete. Marka mellom tuene er stedvis fuktig, og her er blant annet enkelte innslag av torvmoser. Den nordvestlige delen av kartleggingsenheten har et tett tresjikt (1AG-A 7) bestående av sitkagran *Picea sitchensis*, som skiller seg fra de andre grantrærne på Sponga ved at de er mye lavere. Innimellom grantrærne forekommer også individer av bjørk og furu. I de sørøstlige deler av kartleggingsenheten blir tresjiktet gradvis tynnere, og får samtidig større innslag av norsk gran, furu og bjørk. Store dype spor etter grøfting kan sees i en sørvestlig retning ut mot Haukåsvatnets sørlige del. Naturtypen er vurdert med tilstandsvariabelen grøftingsintensitet 4 (GR-GI-4), som tilsier at grøftingen har gitt opphav til vesentlig endring i artssammensetning. Dette vil diskuteres videre i kap.6.



Figur 41: Grøftet torvmark (V12) med grøftingsintensitetstrinn GR-GI-4.

T44-C-1 Åker

Det ene åkerarealet som er kartlagt i studieområdet, er lokalisert i sørenden av Kipevatnet. Arealet er brakklagt og bar derfor ingen preg av monokultur. Her ble det observert flere arter i gjenvekstsuksesjonsfasen som høymole *Rumex longifolius*, stornesle *Utrica dioica*, bringebær *Rubus idaeus*, gulddå *Galeopsis speciosa*, strandrør, geitrams *Chamerion angustifolium*, amerikamjølke *Epilobium ciliatum* og sløke *Angelica sylvestris*. I tillegg var det vokst frem flere bjørketrær, som utgjør et tresjiktstykke tilsvarende 1AG-A5. Naturtypen er vurdert til gjenvekstsuksesjonstilstand 7RA-SJ-4, som tilsier at artssammensetningen er mer lik ettersuksesjonstilstanden enn arealer i aktiv bruk.



Figur 42: Åker (T44-C-1) med gjenvekstsuksesjonstilstand 7RA-SJ-4.

T45-C-1 Oppdyrkede varige enger med lite intensivt hevdpreg

Langs østsiden av Haukåsvatnet, Kipevatnet og Nedre Kipevatn, samt nordvestsiden av Haukåsvatnet er det flere opphørte enger. De flateste arealene er langs østsiden av vannene. Et lite areal øverst på østsiden av Haukåsvatnet blir i dag slått med beitepusser for å holde vegetasjonen nede. Ellers er alle de andre kartleggingsenhetene under gjengroing, og vurdert til gjenvekstssuksesjonsstilstand 7RA-SJ-3 eller 7RA-SJ-4 (se figur 31). Arter som opptrer i gjenvekstsuksesjonen er sølvbunke *Deschampsia cespitosa*, kveke *Elymus repens*, englodnegras *Holcus lanatus*, lyssiv *Juncus effusus*, knappsiv *Juncus conglomeratus*, geitrams, myrtistel *Cirsium palustre* og strandrør. Sølvbunke dominerer i størst grad i alle kartleggingsenhetene. Strandrør opptrer hyppigst i arealene på østsiden av Haukåsvatnet og Nedre Kipevatn, der de utgjør en gradvis overgang til helofyttsump og sumpskog. Arealene som er tildelt gjenvekstsuksesjonstilstand 7RA-SJ-4 har i tillegg et relativt tett tresjikt (1AG-A 6-7), med arter som hegg *Prunus padus*, rogn, bjørk og hassel *Corylus avellana*.



Figur 43: Oppdyrket varig eng (T45-C-1) med gjenvekstsuksesjonstilstand 7RA-SJ-3.

L8-1 Sterkt endret innsjøbunn ved deponering av masser

Dette er det sørlige området av Kipevatnet som på 1970-tallet ble fylt ut med gamle bygningsmasser (figur 26). I dag fremstår arealet som svært fuktig og minner stedvis om L4-C-1 helofyttsump med strandrør og flaskestarr, sett bort i fra gamle rester av plank og annet skrot som har blitt plassert her.



Figur 44: Sterkt endret innsjøbunn ved deponering av masser (L8-1).

4TS – Qu Hul eik

De hule eikene opptrer i typene T45-C-1 og T38-C-1, i det høyere terrenget på østsiden av Kipevatnet. Trærne er omringet av unge individer av andre treslag. Ingen av eiketrærne er synlig hule, men har en diameter i brysthøyde (over 63 cm) som tilfredsstillende definisjonen som naturtypen hul eik. Totalt ble 2 hule eiker registrert innenfor det avgrensede studieområdet som er kartlagt etter NiN (som vist i figur 31). I tillegg ble det observert to stk. utenfor avgrenset studieområde.

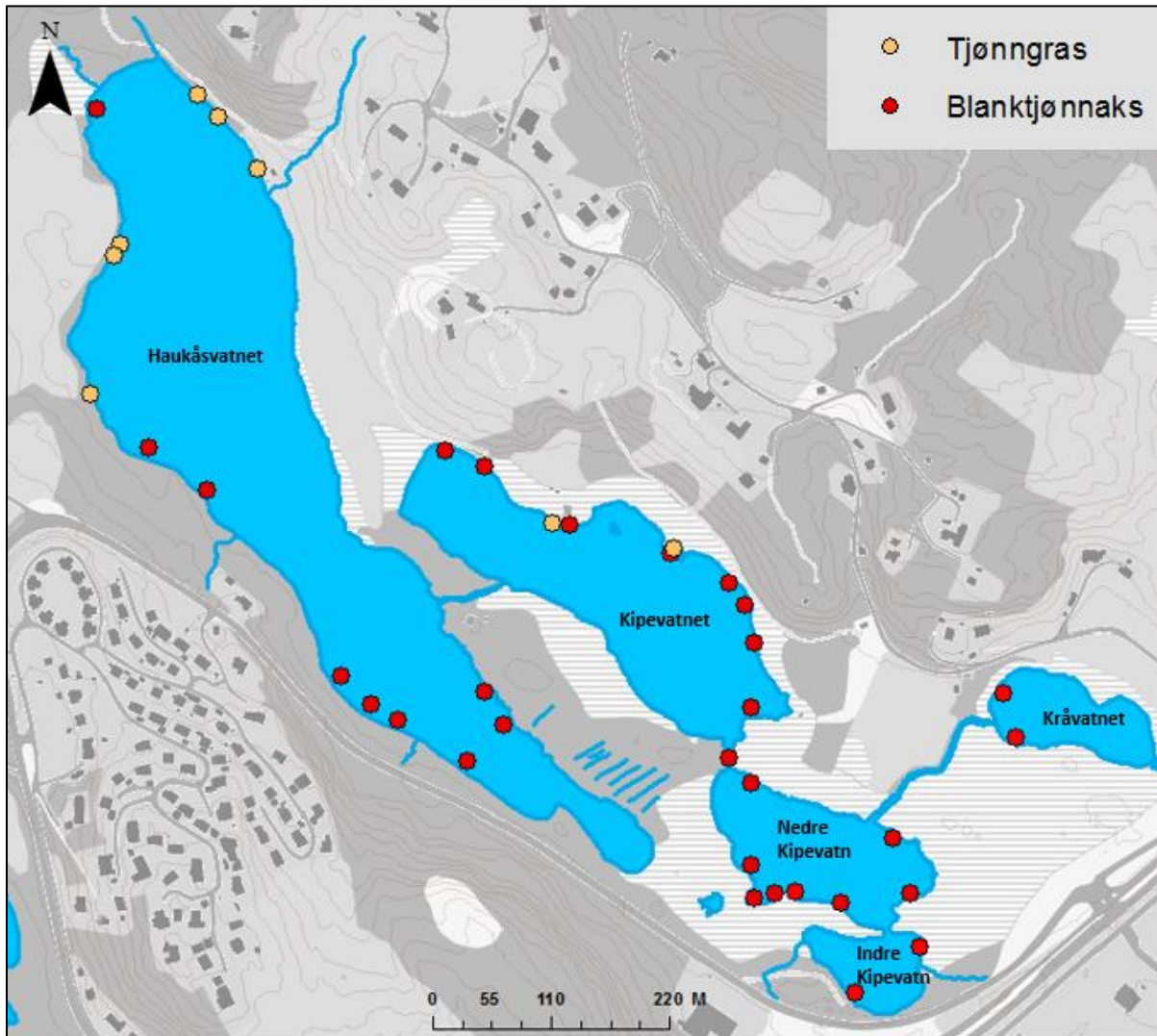


Figur 45: Hul eik øst for Kipevatnet.

I tillegg til de naturtyper som nå er presentert med bilder, er det på kartet to enheter med rosa farge som er kartlagt som HY-hytte-eiendom. Ingen av hyttene viste tegn til å være i bruk, men ettersom fastmarken rundt dem skilte seg ut fra omgivelsene har de blitt utskilt med et eget polygon. T35-C-2 (grått polygon) er et grusdekket areal som nå brukes til parkeringsplass for biler, traktorer osv.

5.3.1 Eutrofiering (7EU) – kartlegging av sensitive og tolerante arter

Som nevnt tidligere er det foretatt en kartlegging av forekomsten av blanktjønnaks og tjønngas i vannene, som henholdsvis utgjør en tolerant og en sensitiv art overfor eutrofiering. Resultatet av kartleggingen kan sees i figur 46. Figuren viser en klar dominans av blanktjønnaks.



Figur 46: Kartlagt utbredelse av blanktjønnaks og tjønngas. Symbolene representerer forekomster. ©Kartverket.

Blanktjønnaks ble lokalisert i alle vannene på ulike dybder. Størrelsen på forekomstene varierte fra ca. 1-2 m². Flest forekomster ble lokalisert i Kipevatnet og Nedre Kipevatn, og ofte ble arten observert under flytebladsvegetasjonen. Tjønngras ble kartlagt i Haukåsvatnet og Kipevatnet på ca. 0,3 – 1 m dybde, på noe mer steinete og grusete bunn enn blanktjønnaksen. Som figuren viser var det svært få forekomster av denne vegetasjonstypen som ble observert, kun i Haukåsvatnet og Kipevatnet. Forekomstene varierte i størrelse fra ca. 0,5-1 m².

I tillegg til blanktjønnaks og tjønngras ble det under feltarbeidet observert andre arter som er nevnt i vannveilederen. I kanalen som leder vann fra Haukåsvatnet til Kipevatnet ble det observert klovasshår *Calitriche hamulata* i et oppstykket belte gjennom hele kanalen. Dette er i vannveilederen klassifisert som en sensitiv art overfor eutrofiering. I tillegg er flåtegras, også en sensitiv art, observert i denne kanalen, samt i kanalen mellom Nedre Kipevatn og Kråvatnet.

Basert på kartleggingen av de sensitive og tolerante artene fremstår en artssammensetning som er dominert av eutrofieringsbegunstige arter.

5.4 Vannprøver

I tabell 8 foreligger resultater fra vannprøvene tatt 29.11.17. For parametere der vannveilederen opererer med grenseverdier i henhold til de fysiske-kjemiske kvalitetselementene (total fosfor, total nitrogen og pH), er disse markert med tilsvarende farger (tabell 6, s.46). Verdier for turbiditet og E.coli er markert med fargekoder fra SFT (1997). Resultatene viser jevnt over pH-verdier innenfor svært god/god klassegrense. Gjennomsnittet av samtlige verdier for total fosfor, total nitrogen og turbiditet går alle innenfor klassegrense «moderat». De bakteriologiske målingene viser stedvis moderate verdier, og er ellers innenfor god/svært god klassegrense. Forholdstallet mellom nitrogen og fosfor ligger over 15:1 for samtlige lokaliteter, som ifølge Johnsen (2013) skal indikere at det ikke er dominans av spesifikke tilførselskilder til vannet.

Tabell 8: Fysisk-kjemiske og bakteriologiske analyseresultat fra vannene i studieområdet 29.11.17. Analysene er utført av Eurofins Norsk miljøanalyse AS.

Nr.	Lokalitet	Total fosfor (µg/l)	Total nitrogen (µg/l)	Orto-fosfat (µg/l)	Turbiditet (ftu)	pH	Konduktivitet (mS/m)	E.coli (MPN/100 ml)	Koliforme bakterier (MPN/100 ml)
1	Haukåsvann 1 (innløpsbekk)	20	570	15	0.55	6.8	5.52	57	649
2	Haukåsvann 2	16	540	8.8	0.65	6.5	7.33	11	91
3	Bekk Indre Kipevann 1	9.8	600	7.6	4.4	7.1	35.3	91	31
4	Bekk Indre Kipevann 2	3.1	460	1.5	0.77	7.1	10.1	<1	13
5	Nedre Kipevann	17	470	8.5	1.7	6.8	9.19	14	72
6	Utløp Kråvannet	14	460	6.9	2.1	6.7	10.7	10	102

6 Diskusjon

I dette kapittelet vil jeg drøfte hvordan funnene som er gjort kan bidra til å svare på problemstillingene som ligger til grunn for studien. Drøftingen tar utgangspunkt i egne funn, men sees i lys av andre studier og de begreper og teorier som ble diskutert i kapittel 3. Jeg vil derfor søke å svare på hvordan naturtypene som er kartlagt gjenspeiler virkningene av senkningen i 1959, og hvilke andre faktorer som har påvirket vegetasjonsdynamikken frem til i dag. Jeg vil og diskutere i hvilken grad senkningen kan ha påvirket den økologiske tilstanden i vannet, samt vannprøveresultatene og eventuelle kilder til avrenning. Til slutt vil jeg drøfte dagens og fremtidige tiltak for Haukåsvatnet og de andre vannene, med tanke på målet om å oppnå god økologisk tilstand innen 2021.

6.1 Naturtypene i studieområdet

Senkningen av Haukåsvatnet i 1959 førte til at det ble radikalt nye miljøforhold i og omkring vannet. Dette må umiddelbart ha satt i gang en sekundærsuksesjon der de ulike naturtypene måtte tilpasse seg nye forhold. Naturtypene som er kartlagt viser både et øyeblikksbilde, men også et bilde av hva som har skjedd over tid. Naturtypekartet må derfor ikke bli forstått som en tilstand som står på stedet hvil i dag, men som et foreløpig resultat av en utviklingsprosess. Lundberg (1990) skriver at minst to viktige komponenter må trekkes inn når artssammensetningen og mangfoldet for et område skal forklares: Den ene er naturgrunnlaget, hovedsakelig berggrunn og klima, som sammen utgjør rammene som det biologiske livet må tilpasse seg. I tillegg til dette påvirker menneskenes bruk av landskap og ressurser i stor grad forutsetningene for plantevekst i et område. Sekundærsuksesjoner initiert av mennesker fører ofte til endringer i flere miljøvariabler, og det kan ifølge Odland (2002) i mange tilfeller være vanskelig å trekke en relasjon mellom årsak og vegetasjonsrespons hos forskjellige arter. I denne studien er en viktig årsak kjent, nemlig senkningen av vannet, som førte til en endring i en svært viktig miljøvariabel - vann-nivået. I etterkant har det som nevnt vært andre påvirkninger med tanke på tilstanden i vannet, noe som vil bli diskutert i neste delkapittel. Naturtypene kan fortelle om prosesser som har skjedd i kjølvannet av senkningen, og er resultatet av en dynamisk prosess som fortsatt foregår. Ettersom det ikke foreligger noen kartlegging av vegetasjonen i og rundt Haukåsvatnet fra før senkningen, blir det naturlig å i stor grad basere seg på flybildene, funn fra feltarbeid og andre kilder som finnes om samme tema.

Ferskvannbunnsystemer (L4 og P2)

Grunntypen kalkfattig helofyttsump (L4-C-1) og flytebladsvegetasjon (P2bc) opptrer som nevnt i stor grad i alle vannene, i varierende bredder. Alle helofyttsumpene i studieområdet er kartlagt som kalkfattige, da kalkkrevende arter stort sett var fraværende i naturtypen.

Da Haukåsvatnet ble senket, ble littoralsonen i innsjøen forflyttet. Dette betyr at makrofyttene som vokste i den tidligere littoralsonen som ble tørrlagt må ha dødd, for eksempel de fleste nøkkeroser og undervannsplanter. Likevel finnes det diasporer av ulike slag som frø og fragmenter av røtter, som kan spres fra den nye stranda. Slike diasporer finnes alltid i nærheten av moderpopulasjoner, og de overlever bare om og der det måtte oppstå gunstige forhold. Isoetider som tjønngras, som kun blomstrer når den blir tørrlagt, vil klare seg bedre etter tørrlegging, men vil mest sannsynlig fort ha blitt utkonkurrert av andre høyerevoksende arter. De ulike samfunnene med vannplanter, som tjønngras, må derfor ha flyttet seg videre utover den nye littoralsonen. Hva gjelder flytebladsplantene er det vanskelig å tolke ut i fra flybildet (1951) hvor stor utbredelse disse hadde før senkningen, men det er grunn til å anta at de ble mer tallrike i ettertid når de først fikk etablert seg på ny. McKee et al. (2002) har vist at vanlig tjønnaks fikk tidligere blomstringstid, økt produksjon og økt størrelse på flyteblader med en temperaturøkning på 3 C°. Senkningen av Haukåsvatnet medførte mindre vannvolum og høyere temperatur. Sammen med temperaturøkningen i Bergen siden 1960 (figur 15, s.28) kan dette ha gitt vanlig tjønnaks (og nøkkerose) en mer fremtredende rolle etter senkningen.

Ifølge Halvorsen et al. (2016b) har endringer i vannstandsforhold ved regulering like stor innvirkning på helofyttene som på de andre vannplantene. Helofyttsumpen rundt vannene er som nevnt i stor grad dominert av flaskestarr i dag, med blant annet tynne oppstykkede belter av elvesnelle i ytterst. Odland (2002;2017) undersøkte suksesjonsforløpet etter senkningen av Myrkdalsvatnet i Voss, som ble senket med 1,4 meter i 1987. Senkningen medførte sekundære suksesjoner, og konsekvensene var store endringer i antall karplanter. Tidligere hadde det her vært et velutviklet belte med elvesnelle lengst ut i vannet, og flaskestarr og sennegrass innerst. Den opprinnelige bestanden av elvesnelle begynte raskt og tynnes ut samtidig som nye arter begynte å kolonisere sedimentene. I 2016 var sedimentene som ble eksponert etter senkningen dominert av flaskestarr og sennegrass (Odland, 2017). Endringene var størst de første årene, men etter 13 år hadde artssammensetningen stabilisert seg med en ny stabil littoralsonen.

Det er naturlig at de samme prosessene har foregått i studieområdet etter senkningen der. Forholdene ble tørrere, og både makrofytter, helofytter og terrestriske planter måtte tilpasse seg nye forhold. Odland (2017) sine undersøkelser viste at det kan være vanskelig for elvesnelle å etablere seg igjen etter en miljøendring, og det kan også ha vært tilfellet i Haukåsvatnet.

Mjelde (1986) undersøkte vegetasjonen i Børselva etter senkningen av Børsvatnet, og fant at tilgroingen og tilgroingshastigheten av helofytter var størst i næringsrike områder. Her ble det konkludert med at tilsig av næringsstoffer var det som sannsynligvis gav tilgroingen større hastighet. Ut fra naturgrunnet er forholdene i Haukåsvatnet og de andre vannene næringsfattige, men jordbruket, som etter senkningen var forholdsvis intensivt, peker mot at tilgangen på næringsstoffer har vært større enn det berggrunnen skulle tilsi. Dette kan ha bidratt til å øke tilgroingen av helofytter, og arter som har effektivt opptak av næringsstoffer kan da ha hatt en fordel. Solander (1983) undersøkte biomasse og skuddproduksjon hos flaskestarr og elvesnelle i innsjøer i Sverige, og fant at flaskestarr utnyttet fosfor bedre enn elvesnelle da dette ble tilført, noe som førte til økt produksjon av skudd hos flaskestarr, men ikke hos elvesnelle. Dette kan kaste nytt lys over situasjonen i Haukåsvatnet, ved at avrenning fra jordbruket og andre kilder kan ha ført til en høyere abundans av flaskestarr i etterkant av senkningen (figur 47).



Figur 47: Et tett belte med flaskestarr og en glissen bestand av elvesnelle ytterst mot vannet. Bildet er tatt på østsiden av Kipevatnet.

Hendelsesforløpet i sekundærsuksesjonen etter senkningen kan derfor opprinnelig ha vært lignende i Haukåsvatnet. I et intervju med Lars Haukås ble det imidlertid fortalt at dyrene etter andre slåttene om sommeren fikk gå fritt å beite på enga helt ned i sumpen. Dette må ha påvirket suksesjonen i lang tid ved å holde deler av vegetasjonen nede langs østsiden av vannene. I dag er jordbruket opphørt. Det vil si at det er mindre tilsig av næringsstoffer, samtidig som det ikke er noen dyr som beiter i strandsonen. Det er med andre ord mange påvirkningsfaktorer som kan ha ført til en dynamisk prosess. Sammenligningen av flybildene fra 1966 og 2016 viste imidlertid at helofyttsamfunnene gradvis har krøpet utover vannet siden 1960-tallet. Da vannet ble senket med 1 meter, gjorde dette at helofyttene kunne vokse 1 meter dypere. Senkningen har dermed vært en medvirkende faktor til tilgroingen av helofytter. Topografien i studieområdet gjenspeiles i gjengroingen, ved at de mindre bratte littoralsonene (som i Kipevatnet og Nedre Kipevatn) blir raskest tilgrodd. Langs vestsiden av Haukåsvatnet er littoralsonen brattere, og er dermed et mindre egnet voksested for helofyttene.

Våtmarkssystemer (V1, V2 og V8)

I studieområdet er det kartlagt grunntyper av hovedtypene åpen jordvannsmyr (V1) og myr- og sumpskogsmark (V2). Alle grunntypene (V1-C-1, V1-C-5 og V2-C-1) har blitt kartlagt som kalkfattige ettersom artssammensetningen i disse i stor grad manglet kalkkrevende arter.

Som vist tidligere i flybildetolkningen, har helofyttsumpene gradvis vokst utover vannet i etterkant av senkningen. En generell trend spesielt rundt Kipevatnet og Nedre Kipevatn er at de tilgrensende landområdene er tilgrodd av flaskestarr og stedvis slåtestarr som gradvis nærmere land går over på et tynt lag av torv, ofte i form av flytematter. Skillet mellom myr og sump har derfor stedvis vært vanskelig å avgrense grunnet den gradvise overgangen. Dette gir imidlertid uttrykk for en sekundærsuksesjon som illustrert i figur 14 (s.27), der delvis nedbrutt organisk materiale fra starrene gradvis bygger opp torv i vannet, og på sikt tilrettelegger for flere terrestriske arter, inkludert busker og trær. Blad- og strøfall fra trærne hjelper til med å fremskynde jordsmonnutvikling mot mindre fuktige forhold. I vannet vokser flytebladsvegetasjonen (P2-bc). Fra denne er det en gradvis overgang fra helofyttsump (L4-C1), til myrflate (V1-C1) og til myr- og sumpskogsmark (V2-C1) eller myrkant (V1-C-5). Her skjer en gradvis endring i artssammensetningen langs LKMens tørreleggingsvarighet (TV). Tresjiktet, samt høyden på trærne, øker med avstand fra vannet. Soneringen vises i figur 48.



Figur 48: Sonering av naturtyper, Kipevatnet vest.

Denne suksesjonen/terrestrialiseringen er som nevnt en prosess som skjer i tilnærmet alle innsjøer. Senkningen av vannet har allikevel fremskyndet prosessen, ettersom forholdene da ble lagt til rette for at helofyttene kunne vokse lenger ut enn tidligere. Samtidig vil klimaendringene med varmere temperaturer også bidra til at gjengroingen av vannet skjer raskere, ved at økt makrofyttproduksjon med påfølgende økt dødt organisk materiale gradvis bygger opp bunnen.

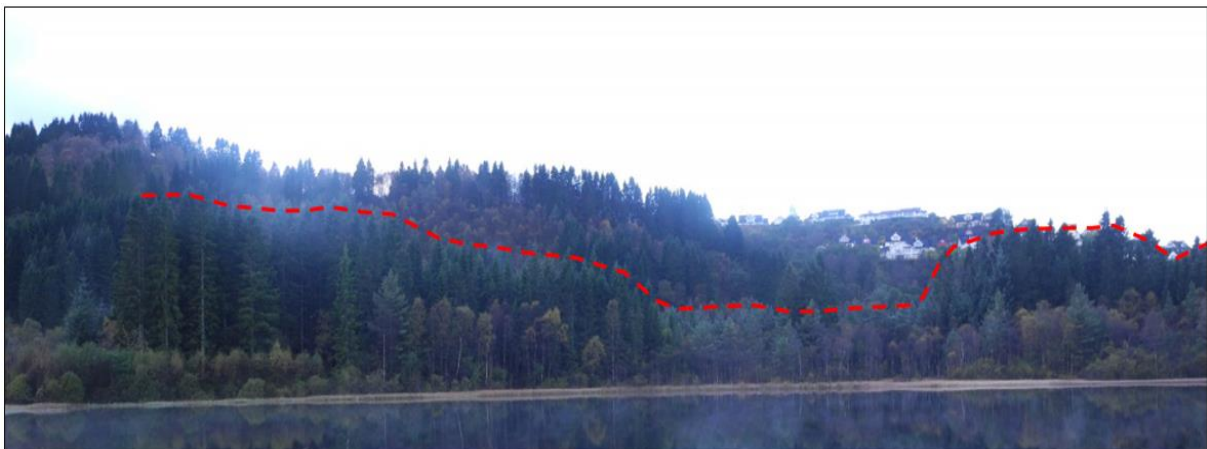
Svartor er en art som i stor grad opptrer i naturtypene som grenser til vannet, både langs strand- og sumpskogsmarken (V8-C-1) i vannkanten, og i myr- og sumpskogsmarkene (V2-C-1) inne på myrene. Dette er et treslag som ifølge Ellenberg et al. (1944) er tolerant overfor fuktige forhold, og dermed kan vokse med røttene neddykket i vann. Svartor har nitrogenfikserende knoller som kan omdanne fritt nitrogen (N_2) til plantetilgjengelig nitrogen, henholdsvis nitrat, nitritt og ammonium. Dette plantetilgjengelige nitrogenet blir transportert fra knollene og til andre deler av treet, inkludert bladene (Lundberg, 2005). Svartor feller bladene grønne om høsten mens de fortsatt er rike på plantetilgjengelig nitrogen. Pink & Dawson (2014) påviste at strøfall fra blant annet gråor *Alnus incana*, som har de samme nitrogenfikserende egenskapene som svartor, førte til høyere nitrogeninnhold i jorda under trekronene. Ettersom svartoren er et treslag som opptrer i mer eller mindre alle våtmarksskogsmarks-typene i området, vil denne ha

bidratt til å tilføre plantetilgjengelig nitrogen til jordsmonnet, og på den måten tilrettelagt bedre vekstvilkår for andre planter. I hvor stor grad svartor var tilstede før senkningen er vanskelig å påpeke, men flybildet fra 1951 viser tilnærmet ingen trær på våtmarksområdene fra denne tiden. Svartor vil mest sannsynlig ha vært et av de første treslagene til å kolonisere den nye strandsonen og flere av myr- og sumparealene etter senkningen. Dermed kan denne ha bidratt til tilgroingen av andre vekster med sine nitrogenfikserende egenskaper. Det er imidlertid ikke funnet noe foreliggende litteratur som støtter at dette vil ha innvirkning på næringsinnholdet i vannet, og derved på vannplantene. Fremveksten av eutrofieringsindikatorer som blanktjønnaks må derfor skyldes andre faktorer.

Myrområdet mellom Nedre Kipevatn og Kråvatnet er kartlagt som myrkant (V1-C-5) ettersom artssammensetningen her inneholdt arter som er typisk for fastmark, i tillegg til at terrenget var mer tuete enn på myrflatene. Ut i fra flybildet fra 1951 (figur 30, s.57) vokste det ingen trær her på denne tiden, i motsetning til i dag da tresjiktdekingen tilsvarer AG-A5. En mulig forklaring på fremveksten av trær kunne vært opphør av beite, men både Lars Haukås og Kjell Haukås har fortalt at det aldri har gått dyr i myrområdene. I tillegg har de begge bekreftet at dette myrområdet har blitt tørrere og fått mer trær etter senkningen av vannet. Endringene i miljøforholdene som følge av senkningen må ha ført til at naturtypen har endret seg fra å være en myrflate, til å bære mer preg av en myrkant. Ifølge Halvorsen et al. (2016b) er mulige økologiske forklaringer på variasjonen langs myrflate-myrkantgradienten (LKM myrflatepreg) blant annet reduksjon i torvdybde, bedre drenering, bedre gjennomlufting og økende skygge- og strøvirking fra et tresjikt som ofte finnes. Senkningen av vannet medførte også en senkning av grunnvannspeilet, slik at forholdene ble tørrere, og dermed at torvlaget med tiden har blitt tynnere. Det var ofte vanskelig å avgjøre om et areal skulle kartlegges som myrkant (V1-C-5) eller myr- og sumpskogsmark (V2-C-1), ettersom også myrkanter ifølge NiN ofte har et tresjikt. Ifølge Bratli et al. (2017) kan disse typene lett forveksles med hverandre. Det er derfor mulig at disse typene enkelte steder har blitt forvekslet i felt.

Som vist tidligere i flybildetolkningen, ble det på Sponga mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet grøftet etter senkningen for å plante gran, som senere skulle gjøre tjeneste ved celluloseproduksjon. Ifølge Lars Haukås ble myra grøftet for hånd med spade, og han var som liten gutt selv med på dette. Flybildet fra 1951 (figur 24, s.52) viste at det før senkningen var to forhøyninger her hvor det allerede var plantet gran. Disse har vokst seg store og høye, og vil ifølge Lars Haukås mest sannsynlig bli stående i årene som kommer ettersom det ikke lenger

er noe fortjeneste i å ta de ned. Under kartleggingen viste dette seg tydelig, da det som nevnt ble observert rotvelt og både stående og liggende død ved i granplantefeltet på Sponga. Trærne som ble plantet på den grøftede myra har derimot ikke klart å vokse seg store, da forholdene mest sannsynlig fortsatt har vært for fuktige. Ut fra informasjon fra informantene og flybildetolkning er det antatt at dette opprinnelig har vært en myrflate. Dette området er derfor kartlagt som grøftet torvmark (V12), som NiN karakteriserer som drenerte myrer som ofte er tilplantet med trær, kjennetegnet ved dype grøfter, tresjikt og en blanding av myrarter og fastmarksarter (Halvorsen et al., 2016b). Naturtypen minner derfor mer om naturtypene myrkant eller myr- og sumpskogsmark, men skiller seg fra disse ved at torvmosebestanden nå kun består som restpopulasjoner, og at trærne er plantet på rekke. Ifølge Lars Haukås var dette en mislykket grøfting, ettersom de hadde håp om at det skulle vokse produktiv skog her. Naturtypen har i tillegg blitt gitt en tilstandsvurdering med tilstandsvariabelen grøftingsintensitet (7GR-GI-4). Grad 4 på skalaen tilsvarer grøfting som har gitt, eller forventes å gi opphav til vesentlig endring i artssammensetning, og dermed kan gi opphav til hovedtypen V12 -grøftet torvmark (Halvorsen et al., 2016b). Figur 49 viser høydeforskjellen mellom trær som vokser på forhøyningene, og trær som ble plantet på den grøftede myra.



Figur 49: Sponga sett fra østsiden av Kipevatnet. Rød stiplede linje markerer høydeforskjellen på trærne som vokser på forhøyningene og på den grøftede myra i midten.

Jordbruksarealer (T44 OG T45)

Senkning av vannstand for å vinne jordbruksland er ikke bare typisk for Haukåsvatnet, men er en trend som har skjedd flere steder i Norge gjennom 1900-tallet (Skogen & Odland, 1991; Odland, 2002; Mjelde & Aanes, 2009). Senkningen førte som nevnt til at engene og åkrene på vannenes østside ble mer produktive. I dag fremstår jordbruksarealene som gjengrodd med høyvokste urtevekster og stedvis unge individer av trær som stokastisk har etablert seg.

Arealene er derfor blitt tildelt ulike grader av tilstandsvariabelen gjenvekstsuksessjonstilstand, 7RA-SJ-3 eller 7RA-SJ-4, som vist i figur 42 og 43. Flere av artene som ble kartlagt i jordbruksarealene ved vannene er såkalte nitrofile arter, som ifølge Halvorsen et al. (2016b) er typisk for gjenvekstsuksessjoner. Dette er arter som er næringskrevende, og trives der det er et høyt innhold av nitrogen/nitrat i jorda. Mjødurt, bringebær, stornesle, amerikamjølke og strandrør er eksempler på disse, som alle i mer eller mindre grad ble funnet på de opphørte jordbruksarealene langs vannet. Den økende forekomsten av strandrør nærmere vannet tyder på et fuktig jordsmonn.

De hule eikene ble, som nevnt, kartlagt i gjengrodde arealer og i utkanten av et lite granplantefelt på oversiden av Kipevatnet. Ingen av de var synlig hule, men hadde en diameter i brysthøyde som tilfredsstillende definisjonen for naturtypen. Her står de og vitner om en svunnen tid den gang da kulturlandskapet i området var åpent og skjøttet. Lars Haukås fortalte at eiketrærne i sin tid omtrent var de eneste trærne som stod her. Kun grunneiere fikk lov til å hugge dem ned, men de fleste lot de stå ettersom de utgjorde viktige elementer i kulturlandskapet. I dag er de skjult av andre trær som har vokst frem i ettertid. Gjengroing og utskygging er ifølge handlingsplan for hule eiker en av trusselsfaktorene mot naturtypen (Direktoratet for naturforvaltning, 2012). De hule eikene har altså ingen direkte sammenheng med senkningen av vannet som sådan, men utgjør biologiske og kulturelle verdier i området.

Forekomsten av de nitrofile artene i jordbruksarealene nær vannet indikerer et jordsmonn der nitrogeninnholdet er høyt. Dette er arealer som tidligere har vært gjødslet, og en del av nitrogenet (og fosforet) ligger fortsatt i jorda. van Breemen (1998) har vist at raskere nedbryting av organisk materiale som følge av økt temperatur, kan føre til økt utvasking av nitrogen fra jordsmonnet, som igjen kan føre til økt tilførsel av næringsstoffer til innsjøer. Økningen i temperatur og nedbør i Bergen de siste årene (figur 15 og 16, s.28), kan derfor ha vært en medvirkende faktor til nitrogentilførsler til vannet. Når det gjelder fosfor, har som nevnt tidligere oppbygging av jordsmonnets fosforinnhold vært spesielt høyt i områder med mye husdyr (Øgaard et al., 2016). Da jordbruket var på sitt mest intensive, var det avrenning av både fosfor og nitrogen i form av husdyrgjødsel og silosaft til vannene. Dette kan forklare hvorfor vannet om sommeren var grønnfarget slik som Kjell Haukås fortalte.

6.2 Vannets økologiske tilstand i lys av senkningen, og påvirkninger i dag

Som tidligere nevnt vil en senkning av vannstand i en innsjø føre til mindre vannvolum. Tilførte næringsstoffer, fra for eksempel et intensivt jordbruk, vil da bli konsentrert i en mindre vannmengde. Dette vil igjen føre til en høyere produksjon i innsjøen. At vannet om sommeren var grønnfarget da jordbruket var på sitt mest intensive, er noe Økland (1983c) refererer til som «vannblomst», som et resultat av eutrofiering. Grønnfargen skyldes oppblomstring av store mengder planktonalger. I tillegg til gjødsel, var det også avrenning av silosaft til vannet. Pressaft fra siloer inneholdt maursyre og andre syrer i tillegg til lett nedbrytbare stoffer. Når dette blir ført ut i vannet og angrepet av råtningsbakterier og andre mikroorganismer, kan det lett oppstå oksygenmangel (Lundberg, 1987). Dette peker mot at vannene må ha hatt relativt dårlig tilstand under den mest intensive perioden.

Det er vanskelig å bedømme hvordan tilstanden i Haukåsvatnet var før senkningen, men den vil mest sannsynlig også da ha vært påvirket av jordbruket. Det som er sikkert er at da vannvolumet ble mindre, må det ha blitt mer sårbart for andre typer miljøendringer. De to indikatorartene som er kartlagt i vannet, blanktjønna og tjønngress, forteller hver for seg samme ting. Den høye forekomsten av blanktjønna peker i retning av næringsrike forhold i vannet, en påstand som blir forsterket ved at tjønngress, en indikator for næringsfattige forhold, ble funnet i mye mindre grad. Mong (2013) rapporterte funn av stivt brasmegrass da han undersøkte vegetasjonen i Haukåsvatnet, men ikke tjønngress. Verken stivt brasmegrass eller botnegress ble funnet under kartleggingen i forbindelse med denne studien. Hvis de finnes her, må de være i et begrenset antall. Også dette tilsier at det har skjedd en eutrofiering av vannet.

Mange av de naturlige eutrofe innsjøene i Norge ligger i områder med lettløselige bergarter og mineralrike løsmasseavsetninger (Lundberg, 1987). Berggrunnen i de største deler av studieområdet er sur og hard og forvitrer langsomt, noe som betyr at den avgir lite næringssalter. I tillegg bærer de andre kartlagte naturtypene i området preg av en kalkfattig artssammensetning, som peker i retning av at vannet opprinnelig har vært næringsfattig siden slutten av siste istid. Ut fra naturgrunlaget skulle en forvente å finne flere sensitive og stresstolerante arter som isoetidene tjønngress, stivt brasmegrass og botnegress, men forurensningshistorikken tilsier at påvirkning fra landbruk og kloakk har vært en medvirkende faktor til eutrofiering i vannet over lang tid.

Senkningen av vannstanden, med påfølgende påvirkning fra jordbruket i etterkant, kan ha bidratt til å på sikt gjøre forholdene i vannet mer eutrofe og fordelaktige for elodeider som blanktjønnaks. Selv om det ikke tidligere er dokumentert noen forekomst av denne arten, er det grunn til å anta at den har blitt mer tallrik etter senkningen. Økland (1983b) viser til innsjøen Sevan i Kaukasus, en 100 meter dyp innsjø som ble senket med 17 meter. En konsekvens av senkningen var at algemengden fordoblet seg på kort tid. I tillegg medførte den lavere vannstanden at sirkulasjonen i epilimnion kunne nå ned til bunnen over større områder enn tidligere. Næringsstoffer som tidligere ble værende i hypolimnion om sommeren, inngikk nå i produksjonen i epilimnion flere ganger samme sesong (Økland, 1983). Dette førte til at innsjøen ble mer eutrof og at artssammensetningen endret seg. Når forholdene tilrettelegges for mer konkurransesterke arter, kan en økning av denne artens forekomst være uheldig for stresstolerante og sensitive arter. Carpenter & Lodge (1986) har undersøkt hvordan makrofytter påvirker de miljømessige forholdene i en innsjø. Planter med stor biomasse, slik som elodeider, vil avgrense solinnstrålingen mot bunnen og dermed ha påvirkning på isoetidenes mulighet til å drive fotosyntese. Ettersom isoetider som nevnt er stresstolerante, men konkurransesvake arter, vil de lett bli utkonkurrert av næringskrevende arter dersom de miljømessige forholdene går mot mesotrofe/eutrofe forhold. Dominansen av blanktjønnaks i dag kan indikere at dette har skjedd i kjølvannet av senkningen av Haukåsvatnet.

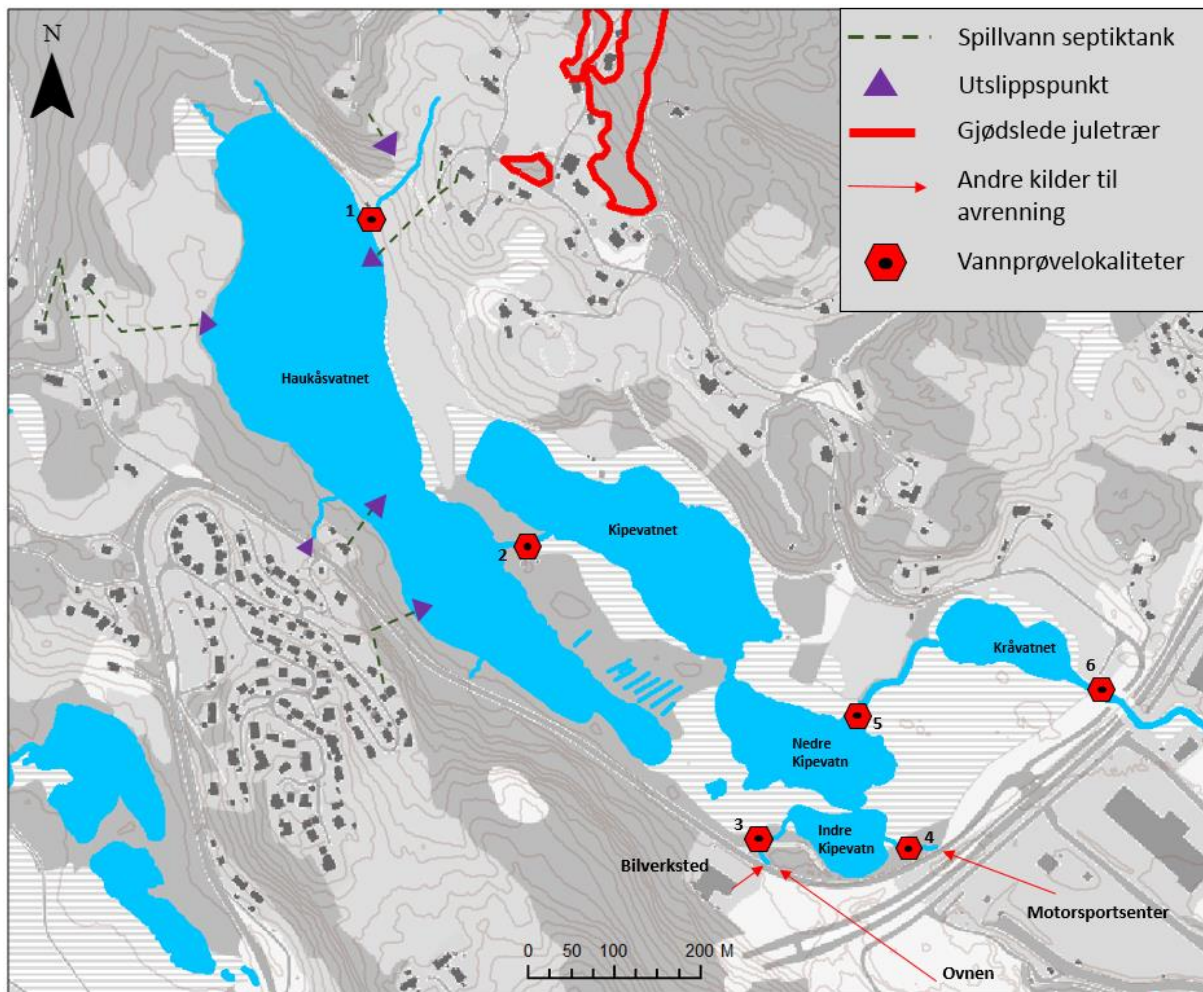
I forhold til kartlegging av de sensitive og tolerante artene er det lagt fokus på blanktjønnaks og tjønngras, men det er også funnet andre arter som kan si noe om næringsforholdene. Blant annet har forekomster av sverdlilje blitt observert i Kipevatnet og ved Kråvatnet, i helofyttsumper som ellers bar preg av arter typisk for kalkfattige samfunn. Vannveilederen nevner ikke sverdlilje som verken en tolerant eller sensitiv art ettersom den tilhører vannplantekategorien helofytter, som ikke inngår som en del av sensitive og tolerante arter overfor eutrofiering. Lundberg (1987) og Bratli et al. (2017) peker allikevel på at dette er en kalkkrevende art som dermed også vil trives under eutrofe forhold. Det at den har etablert seg her, tyder på at det er næringsrike forhold. Ellers har som nevnt den sensitive arten flåtegras blitt observert i kanalen mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet, samt i kanalen mellom Nedre Kipevatn og Kråvatnet. I kanalen mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet var det i tillegg en stor forekomst av den sensitive arten klovasshår. I kanalen er det sterkere strøm enn det er ellers i vannene. Det kan være at flåtegras og klovasshår er mer tolerante når det kommer til forstyrrelser, og dermed tåler sterkere vannstrømninger ettersom disse artene dominerer i kanalene.

Senkningen av vannet kan altså ha bidratt til en økt eutrofiering og raskere tilgroing av helofytter. Som nevnt viste Bjørklund (1994) og Hobæk & Bjørklund (2004) at forholdene i Haukåsvatnet var meget næringsrike, med høye tilførsler av både organisk stoff og fosfor. Jordbruket har i dag opphørt, og det er da forventet at tilførslene er betydelig mindre. Resultatene fra vannprøvene viser allikevel verdier som indikerer at det fremdeles er tilsig av ulike stoffer i dag.

Påvirkninger i dag

Vannprøvene ble som nevnt tatt i overflaten sent i november, da vannføringen var noe høyere enn normalen (figur 4, s.7). Dette er i tillegg en tid på året da høstsirkulasjonen av vannmassene foregår, slik at tilførte stoffer vil bli godt blandet i vannmassene. Konsentrasjonen av de målte parameterne kan derfor være fortynnet i forhold til om prøvene hadde blitt tatt under sommerstagnasjonen i en periode med lav vannføring. For å få et mer pålitelig resultat av vannprøvene ville det derfor vært hensiktsmessig med flere målinger over en lengre periode, gjerne fra vår til høst, og deretter regnet ut et gjennomsnitt av alle målte parametere. Både tidsmessige og økonomiske rammer har imidlertid ikke gjort dette mulig. Vannprøvene vil allikevel kunne fortelle om det er tilførsler av ulike slag, og om de målte parameterne gir forskjellige utslag på de ulike lokalitetene. Som nevnt var forholdstallene mellom nitrogen og fosfor ikke avvikende fra 15:1-forholdet, som skal tilsi at det ikke er noen dominante tilførselskilder. Parameterne som er målt viser allikevel verdier innenfor klassegrensene «moderat» og «dårlig», og dermed er tilførslene fortsatt tilstede.

Målingene viser høye verdier for total fosfor og total nitrogen i tilløpsbekken fra Vetten-området (lokalitet 1), som renner ut i øvre del av Haukåsvannet. Verdien målt her for total fosfor (20 µg/l) tilsvarer klassegrense «dårlig», mens total nitrogen (570 µg/l) tilsvarer «moderat» (tabell 6, s.46). Kartet i figur 50 viser et areal ovenfor Haukåsvatnet som ifølge Lars Haukås blir gjødslet i dag. Om verdiene som er målt skyldes dette eller andre kilder oppstrøms er uvisst. I tillegg viser kartet nedenfor et utslippspunkt for spillvann fra septiktank rett ovenfor bekken.



Figur 50: Kart over kjente kilder til avrenning til vannene. Spillvann og utslippspunkt: Vann- og avløpsetaten, Bergen kommune. ©Kartverket.

Dette kan forklare hvorfor det også ble målt bakteriologiske verdier på denne lokaliteten; E. coli (57 MPN/100 ml) og koliforme bakterier (649 MPN/100 ml). Kloakkvann er i tillegg til organiske forbindelser også særlig rikt på nitrat og fosfat (Lundberg, 1987). Spillvann fra septiktank skal i utgangspunktet være «rent», men målingene tilsier at dette ikke er tilfellet her..

Verdiene for total fosfor (16 µg/l) og total nitrogen (570 µg/l) var også betydelige ved lokalitet 2, som er kanalen mellom Haukåsvatnet og Kipevatnet. Begge parametere havnet her i «moderat» klassegrense. Som man ser ut i fra kartet er det er det også her utslippspunkt for spillvann fra septiktank som kommer ned fra Vikaleitet på motsatt side av vannet. Noen andre kilder til avrenning fra dette området er ikke kjent.

Ved lokalitet 3 ved Indre Kipevatn ble de høyeste verdiene av total nitrogen (600 µg/l) og turbiditet (4.4 ftu) for hele studieområdet målt. Som nevnt tidligere har Indre Kipevatn over lang tid vært påvirket av virksomheter i Ovnens-området, med avrenning fra blant annet

steinknuserverket, jordfyllinger, motorsportsenteret og til sist bygging og driving av Eikåstunellen. De høye turbiditetsmålingene indikerer at det fremdeles er stor tilførsel av partikler fra denne bekken, og kan skyldes sedimentasjonsbassenget utenfor tunellen som har avrenning til Indre Kipevatn. Generelt viser turbiditetsmålingene lave verdier øverst i studieområdet (lokalitet 1 og 2) og høyere verdier i de tre nederste vannene. Den høye turbiditeten i de nederste vannene kan også være en faktor til at det ikke ble registrert tjønngras, eller andre isoetider her. Som nevnt tidligere kan isoetider få begrenset mulighet til å drive fotosyntese grunnet elodeidene, men dette kan ifølge Blindow et al. (2012) også forekomme dersom høy turbiditet i vannet hindrer solinnstrålingen å nå bunnen der isoetidene vokser. Turbiditetsverdiene ved lokalitet 5 og 6 kan i tillegg være påvirket av at Nedre Kipevatn flere steder grenser til myr og torv, der kraftig nedbør ifølge Aarrestad et al. (2015) kan føre til utlekking av humusstoffer.

I forhold til bestanden av elvemusling lenger ned i Haukåselva, er det ifølge Eilertsen et al. (2017) særlig mye turbiditet, høyt innhold av fosfor og nitrat/nitritt som gjør vannkvaliteten i vassdraget ugunstig for elvemuslingen. De høye verdiene av turbiditet målt ved lokalitet 3 (4.4 ftu) og ved utløpet fra Kråvatnet (2.1 ftu) overgår klassegrensen «skadelig» for elvemusling (tabell 9), som har lavere tålegrenser for en del parametere enn det som tilsvarer god økologisk tilstand i henhold til vannforskriften (Eilertsen et al., 2017). Turbiditetsinnholdet målt ved Nedre Kipevatn (1,7 ftu) overgår klassegrensen «mulig skadelig» for elvemusling.

Tabell 9: Klassegrenser for vannkjemi med hensyn på elvemusling, basert på foreliggende kunnskap om artens tålegrenser. Tabell hentet fra Johnsen et al., (2018)

	Aluminium, labil (µg/l)	Farge (mg Pt/l)	Nitritt+nitrat-N (µg/l)	Surhet (pH)	Total fosfor (µg/l)	Turbiditet (FTU)	Jern (µg/l)
God	< 20	< 70	< 150	> 6,5	< 10	< 1	< 100
Mulig skadelig	20–30	70–100	150–250	6,0–6,5	10–20	1–2	100–300
Skadelig	> 30	> 100	> 250	< 6,0	> 20	> 2	> 300

Det samme gjelder for fosforverdiene målt ved lokalitet 5 (17 µg/l) og 6 (14 µg/l) (Nedre Kipevatn og utløp Kråvatnet). Ettersom det ble målt lave verdier av total fosfor i begge bekkene som har utløp i Indre Kipevatn (9,8 µg/l og 3.1 µg/l), må fosforinnholdet målt ved lokalitet 5 og 6 skyldes avrenning fra andre kilder.

Det er grunn til å anta at effekten av tilførsler av næringsstoffer og partikler ble forsterket etter senkningen, i den grad disse kilder til tilførsler (jordbruk og kloakk) var tilstede før senkningen. For å få en fullstendig oversikt over eutrofieringsprosessen i vannet skulle en ha hatt gjentatte undersøkelser, helst over flere år. Med en mer detaljert kartlegging av undervannsvegetasjon, samt måling av algebiomasse og flere vannprøver tatt over en lenger periode, kunne en med større sikkerhet hevde i hvor stor grad vannet er eutrofiert i dag. Ut i fra undersøkelser og målinger gjort i denne studien, samt basert på tidligere undersøkelser i vannet, virker det som at Haukåsvatnet og de andre vannene fremdeles bærer preg av de ytre påvirkninger som fant sted etter senkningen og frem til nedleggelsen av jordbruket. Etersom vannprøvene viser moderate verdier for flere parametere i dag, burde det settes inn tiltak for å kartlegge mulige kilder.

6.3 Fremtidige tiltak

Målet for Haukåsvassdraget er å oppnå god økologisk tilstand innen 2021. Som tidligere nevnt tilsvarer god økologisk tilstand at de biologiske kvalitetselementene for vannforekomsten bare avviker litt fra dem som normalt forbindes med vannforekomsten under uberørte forhold. Dette innebærer i henhold til vannforskriften at heller ikke næringsstoffkonsentrasjonene overstiger nivåene som er fastsatt for å sikre at økosystemet fungerer. Av undervannsplanter som er kartlagt fremstår en artssammensetning dominert av eutrofieringsbegunstigede arter, i en vannforekomst som naturlig skulle hatt dominans av sensitive arter. Det biologiske kvalitetselementet (vannplanter) avviker derfor mer enn «litt» fra dem som normalt forbindes med vannforekomsten under uberørte forhold.

I henhold til vannforskriften (§18) skal det utarbeides et regionalt overvåkningsprogram som skal overvåke tilstanden i vannforekomstene i vannregionen. Overvåkingen skal i henhold til tiltaksprogrammet for vannforekomstene omfatte blant annet problemkartlegging og forslag til tiltak for å forebygge, forbedre og/eller gjenopprette tilstanden der det er nødvendig. (Hordaland Fylkeskommune, 2015b).

For Haukåselva nedstrøms vannene er de ulike næringsvirksomhetene godt kartlagt, men det er fremdeles uvisst i hvilken grad enkelte av disse aktivitetene forurensar. Det er og har vært et stort fokus på å bevare elvemuslingbestanden i elva, som i henhold til vannforskriften går under det biologiske kvalitetselementet «virvelløse dyr». Ifølge Sveinung Klyve v/Vassregion Hordaland er det opprettet et fagråd for Haukåsvassdraget for å ivareta vassdraget med tanke

på elvemuslingen. Dette ble opprettet ved initiativ fra Bergen kommune som en konsekvens av elvemuslingenes dårlige tilstand i dag, og har representanter fra blant annet Hordaland fylkeskommune, Bergen kommune og Statens vegvesen. En ny tiltaksplan for vassdraget skal være klar i september 2018. Et av tiltakene er at det nå skal settes opp en målestasjon nede i elva som kontinuerlig skal overvåke vannkvaliteten, slik at eventuelle situasjoner raskt vil bli fanget opp. Dermed kan en redde muslingene før skaden eventuelt inntreffer, og samtidig få dokumentert utslippet (Johnsen et al., 2018).

De største problemene for Haukåsvassdraget i dag forekommer altså nedstrøms vannene, med alle aktivitetene som foregår langs Haukåselva. Å ivareta elvemuslingbestanden er svært viktig, både på grunn av dens rolle som nøkkelart for økosystemet, og på grunn av rødlistestatusen. Allikevel legger vannforskriften opp til en *helhetlig* forvaltning av vassdragene, og dermed må også de øvre delene ha fokus i forvaltningsarbeidet. I tillegg til vanndirektivets standard miljømål for økologisk tilstand, kan vannområdemyndighet frivillig sette brukermål for en vannforekomst. Haukåsvatnet oppfyller i dag kravene om badevannskvalitet, og at fisken som lever der er spiselig. Imidlertid gjenstår det fremdeles å nærmere kartlegge kildene til de tilførsler som nå er påvist, for at standard- miljømålene skal nås.

For Haukåsvatnet er det ifølge Vann-nett tre påvirkningsfaktorer knyttet til den økologiske tilstanden; diffus avrenning fra husdyrhold/husdyrgjødsel, diffus avrenning fra spredt bebyggelse og diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur. De foreløpige tiltakene for de tre påvirkningene er «problemkartlegging» og «forbedring av kunnskapsgrunnlaget» (Vann-nett, 2018). Ut fra denne informasjonen forstås det at forvaltningen foreløpig har manglet kunnskap om i hvilken grad de ulike typer kilder til avrenning påvirker Haukåsvatnet og de andre vannene. Formålet med en problemkartlegging er ifølge Fylkesmannen i Hordaland (2014) å avklare årsak og problemomfang for et miljøproblem, og vil som regel være av «kortvarig karakter». Det ser ut til at problemomfanget for Haukåsvatnet og de andre vannene enda ikke er avklart, noe som er uheldig med tanke på målet om god økologisk tilstand innen 2021. Undersøkelsene som nå er gjort vil forhåpentligvis bidra til mer kunnskap om nettopp de øverste delene av vassdraget.

Da vannprøvene i denne studien ikke er analysert for PAH-stoffer og tungmetaller, er det begrenset hvor mye avrenning fra transport og infrastruktur kan drøftes. I 2012 startet etatsprogrammet «Nordic Road Water» (NORWAT), et fireårig forskningsprogram som skulle bringe frem ny kunnskap slik at Statens Vegvesen kan bygge og drifte veinettet uten å påføre skade på vannmiljøet. Det er derfor nå utviklet en metode som kan brukes under anlegg og drift

for å avgjøre når og hvordan forurenset vann fra vei kan renses (Vassregion Hordaland, 2014). Statens Vegvesen har med dette et overordnet ansvar for å unngå miljøskader fra egen virksomhet, og dermed blant annet følge opp og vedlikeholde sedimentasjonsbassenget som har avrenning til Indre Kipevatn. Ifølge Sveinung Klyve er de nå også i gang med vannprøver og undersøkelser for 2018.

Avrenning til Haukåsvatnet fra spredt bebyggelse kommer fra seks utslippspunkt (figur 50), og vannprøvene (tabell 8) viste stedvis moderate verdier for E. coli. Fosfor- og nitrogenverdiene som er målt i vannene kan også skyldes disse utlippene. Ifølge Bergen kommunes hovedplan for avløp og vannmiljø (Bergen kommune, 2016), er slamavskiller den vanligste formen for rensning for eiendommer som ikke er tilknyttet offentlig avløpssystem. Mange av disse er gamle og tilfredsstillende ikke dagens krav med hensyn til renseseffekt. I henhold til Forurensningsforskriften (§12) kan kommunen, som er forurensningsmyndighet, forlange bedre rensing med for eksempel minirensanlegg. Disse har ifølge Bergen kommune (2016) betydelig bedre renseseffekt av partikler, organisk materiale og næringsstoffer. Et tiltak for Haukåsvatnet kan derfor være å kartlegge og registrere hvilke typer rensesystem husholdningene som ikke er påkoblet det offentlige avløpsnett har, samt vurdere om de skal tilkobles det kommunale avløpsnett.

Når det gjelder avrenning fra landbruk, viser kartet i figur 50 et areal ovenfor Haukåsvatnet som i dag blir gjødslet. Ifølge informantene er dette den eneste gjødslingen som foregår i området rundt vannene i dag. Det er uvisst hvor stor påvirkning avrenningen herifra vil ha på vannene som helhet, men målingene tatt i tilløpsbekken nedenfor dette området (lokalitet 1) viste fremdeles en fosforverdi som oversteg klassegrense «dårlig». Med mål om god økologisk tilstand for Haukåsvatnet innen 2021, er det derfor viktig å få kartlagt om det er gjødslingen, eller andre kilder oppstrøms som er årsak til de høye fosforverdiene. De moderate fosforverdiene målt ved Nedre Kipevatn og utløp Kråvatnet skyldes sannsynligvis ikke bekkene som har tilløp til Indre Kipevatn, ettersom det i disse (som eneste lokaliteter i studieområdet) ble målt lave verdier innenfor «god» og «svært god» klassegrense. En nærmere kartlegging av kilder til tilførsler er derfor nødvendig også i dette området.

Vannprøveresultater for turbiditet og total fosfor, samt fravær av sensitive arter i Indre Kipevatn, Nedre Kipevatn og Kråvatnet, tyder det på at tilstanden er dårligere her enn i Haukåsvatnet og Kipevatnet. Tilstanden i Haukåsvatnet og Kipevatnet vil mest sannsynlig ha

bedret seg siden undersøkelsene gjort av Bjørklund (1994) og Hobæk et al. (2004), ettersom jordbruket nå har opphørt. Allikevel forteller vannprøveresultatene fra Haukåsvatnet at det fremdeles er tilførsler av næringsstoffer innenfor moderat og dårlig klassegrense, og derfor burde dette tas i betraktning når tiltak for vassdraget som helhet skal vurderes.

Som nevnt innledningsvis har naturtypene i og rundt Haukåsvatnet og de andre vannene stor verdi for en rekke arter. Da Mong (2013) synfaret området ble det blant annet registrert rødlistede våtmarksfugler som vipe, gresshoppesanger og vannrikse med tilknytning til våtmarksområdene rundt vannene. Mong understreker også viktigheten av ørretbestanden i vassdraget, da ørretyngelen er mellomvert for larvene til elvemuslingen. I en undersøkelse for Bergen kommune fant Greve (2003) sjeldne artropoder som kongeøynestikker og øyeflekket mariehøne langs Haukåselva. Derfor er også naturtypene tilknyttet vassdraget naturverdier som må tas hensyn til i fremtidig planlegging og forvaltning. Haukåsvatnet, de andre vannene og deler av Haukåselva er regulert til hensynssone med hensyn på naturmiljø i KPA 2010. Det ser ut til at dette fremdeles skal gjelde ifølge høringsutkastet for kommuneplanens arealdel 2018-2030 (KPA 2016). Hensynssoner med tanke på bevaring av naturmiljø er hjemlet i Plan- og bygningsloven (§11), hvor det skal utøves streng forvaltningspraksis med mål om langsiktig vern av det biologiske mangfoldet. Dersom dette følges opp, er det positivt med tanke på forvaltning av vassdraget og området som helhet. Vern av det biologiske mangfoldet som har tilknytning til vassdraget, er med på å fremme den økosystem-tilnærmede forvaltningen som vannforskriften legger opp til.

7 Konklusjon

Senkningen av Haukåsvatnet medførte umiddelbare miljøendringer for vegetasjonen i og rundt vannene. I etterkant av senkningen og frem til i dag ser det ut til at vegetasjonen har tilpasset seg nye forhold, men naturen i og rundt vannene er fortsatt i endring. Sekundære suksesjoner i form av tilgroing av helofytter har fått en større hastighet, både som et resultat av senkningen og sannsynligvis av tilførsler av næringsstoffer og organiske stoffer i etterkant. Endringer i nedbør- og temperaturforhold kan også ha vært en medvirkende faktor. Naturtypene som er kartlagt gjenspeiler endringene senkningen medførte, og viser et øyeblikksbilde i en utvikling som gradvis vil fortsette. Videre har menneskelige påvirkninger som opphør av jordbruk, grøfting og treplanting vært en medvirkende faktor til å forme landskapsbildet slik det fremstår i dag.

Senkningen av Haukåsvatnet førte til et mindre vannvolum og en høyere vanntemperatur. De næringsstoffene som ble tilført i etterkant av senkningen ble dermed konsentrert i en mindre vannmengde, og må ha ført til en høyere produksjon av biomasse i vannet. Kartleggingen av sensitive og tolerante arter viser en dominans av arter som begunstiges av eutrofe forhold, samt lav frekvens eller fravær av arter som trives under oligotrofe forhold. Fremtidig overvåkning og undersøkelser kan støtte seg til registreringen og utbredelseskartet gjort i forbindelse med denne undersøkelsen.

Det er grunn til å tro at senkningen har vært en medvirkende faktor til en eutrofiering av vannet. Basert på forekomsten av kartlagte indikatorarter, samt vannprøvene som er tatt, fremstår det at Haukåsvatnet i dag fremdeles bærer preg av de ytre påvirkningene som forekom i etterkant av senkningen. Vannprøvene viser at det fremdeles er tilførsler av ulike stoffer i dag, men i mindre grad enn tidligere undersøkelser har vist. Fremtidige tiltak for å oppnå god økologisk tilstand i Haukåsvatnet og de andre vannene er å nærmere undersøke de kildene til avrenning som nå er vist, samt kartlegging av flere mulige kilder som ikke har kommet frem i denne studien. Den fremtidige forvaltningen av vassdraget må være helhetlig og økosystem-tilnærmet, og dermed inkludere både vassdragets øvre og nedre deler, samt naturtypene og artene som har tilknytning til vassdraget.

Litteraturliste

- Aarnes, H.** (2016) Planteøkofysiologi, *Vannplanter*. (Internett), UIO. Tilgjengelig fra: <http://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/okologi/vann.html#ferskvann> (Lest 24.11.17).
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M. & Schartau, A.K.** (2015) *Naturtyper i klimatilpasningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpasningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester*. NINA, rapport 1157.
- Archibold, O.W.** (1995) *Ecology of World Vegetation*. 1. utg. London: Chapman & Hall. London., 510 pp.
- Artsdatabanken** (u.å) *F2 Sirkulerende innsjøvannmasser*. (Internett). Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Pages/171981> (Lest 21.01.2018).
- Bechmann, M.** (2005) *The phosphorus index tool for assessing phosphorus transfer from agricultural areas in Norway*. Doctor Scientarum Thesis 2005:24. University of Life Sciences, Norway.
- Bergen kommune.** (2007a) *Forvaltningsplan Vassdragene i Bergen*. Grønn etat, Bergen kommune.
- Bergen kommune.** (2007b) *Ås7 Haukåsvassdraget (061.11)*. Grønn etat, Bergen kommune.
- Bergen kommune.** (2016) *Hovedplan for avløp og vannmiljø 2015-2024*. Vann- og avløpsetaten, Bergen kommune.
- Bjørklund, A.E.** (1994) *Overvåkning av ferskvannsresipienter i Bergen kommune i 1994*. Rådgivende Biologer AS, rapport 145.
- Bjørklund, A.E., Johnsen, G. & Kambestad, A.** (1994) *Miljøkvalitet i vassdragene i Bergen kommune, status 1993*. Rådgivende Biologer AS, rapport 110.
- Blindow, I., Hargeby, A. & van de Weyer, K.** (2012) Submerged vegetation in shallow lakes. I: Bengtsson, L., Herschy R.W., Fairbridge R.W. (red.) *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs. Encyclopedia of Earth Sciences Series*. Springer, Dordrecht, 747-751.
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J.B., Svalheim, E.J., Vandvik, V., Velle, L.G., Øien, D.-I & Aarrestad, P.A.** (2017) *Dokumentasjon av*

NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1:5000.
Artsdatabanken, Natur i Norge, artikkel 8 (versjon 2.1.2).

van Breemen, N., Jenkins, A., Wright, R.F., Beerling, D.J., Wim, A.J., Berendse, F., Beier, C., Collins, R., Dam, V.D., Rasmussen, L., Verbug, P.S. & Wills, M.A. (1998) Impacts of elevated carbon dioxide and temperature on a boreal forest ecosystem (CLIMEX Project). *Ecosystems*, 1, 345-351.

Bryn, A. & Halvorsen, R. (2015) *Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.0.2).* Veileder versjon 2.0.2a. Naturhistorisk Museum Oslo.

Bryn, A. & Ullerud, H.A. (2017) *Veileder for arealdekkende kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN i målestokk 1:5 000 og 1:20 000.* Kort versjon (2.1.0b). Naturhistorisk museum, Oslo.

Bugge, H. C. (2011) *Lærebok i Miljøforvaltningsrett.* 3. utg. Oslo: Universitetsforlaget., 337 pp.

Carpenter, S.R. & Lodge, D.M. (1986) Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26, 341-370.

Cox, C.B. & Moore, P.D. (2010) *Biogeography. An Ecological and Evolutionary Approach.* 8. utg. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc., 520 pp.

Direktoratet for naturforvaltning (2012) *Handlingsplan for utvalgt naturtype hule eiker.* Direktoratet for naturforvaltning, DN-rapport-1.

Eilertsen, L., Hellen, B.A., Kambestad, M., Kålås, S. & Johnsen, G.H. (2017) *Kartlegging av forurensningskilder i fire vassdrag med elvemusling i Hordaland. Forslag til inndeling av risikosoner.* Rådgivende Biologer AS, rapport 2438.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulifen, D. (1944) *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa.* Scripta Geobotanica. 262 pp.

Eurofins (2009) Veiledning til jordanalyser. Eurofins jord og planter, Moss.

Fremstad, E. (1997) *Vegetasjonstyper i Norge.* Trondheim.: Direktoratet for naturforvaltning.

Framstad, E., Hanssen-Bauer, I., Hofgaard, A., Kvamme, M., Ottesen, P., Toresen, R. Wright, R. Ådlandsvik, B., Løbersli, E. & Dalen, L. (2006) *Effekter av klimaendringer*

på økosystem og biologisk mangfold. Direktoratet for Naturforvaltning, DN-utredning 2006-2.

Fylkesmannen i Hordaland. (2014) *Overvåkningsprogram 2016-2021 for vassregion Hordaland*. Bergen.

Fyllingsnes, F. (2007) *Åsane – i fortid og nåtid II*. Bergen: Bodoni forlag, 416 pp.

Førland, E.J. (1993) *Nedbørnormaler. Normalperiode 1961-1990*. Det Norske Meteorologiske Institutt, klima, rapport 39/93.

Goetz, S.J., Mack, M.C., Gurney, K.R., Randerson, J.T. & Houghton, R.A. (2007) Ecosystem responses to recent climate change and fire disturbance at northern high latitudes: observations and model results contrasting northern Eurasia and North America. *Environmental Research Letters*, 2, 9.

Greve, L. (2003) *Terrestre Arthropoder fra nærområdene til Haukåselva, Haukåsvassdraget, Åsane, Bergen Kommune, Hordaland*. Bergen kommune. Byutvikling.

Grime, J.P. (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111, 1169-1194

Halvorsen, R. & Bratli, H. (2017) *Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging: utvalgte variabler fra beskrivelsessystemet*. Artsdatabanken, Natur i Norge, artikkel 11 (versjon 2.1.1).

Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. (2016a) *NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier*. Artsdatabanken, Natur i Norge, artikkel 1 (versjon 2.1.0).

Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere (2016b) *NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået*. Artsdatabanken, Natur i Norge, artikkel 3 (versjon 2.1.0).

Haukedal, E. (1956) *Åsane: Bygda og folkelivet; ei orientering*. Bergen: Sigurd Olsen Boktrykkeri, 199 pp.

Heino, J., Virkkala, R. & Toivonen, H. (2009) Climate Change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, 84, 39-54.

Henriksen S. & Hilmo O. (red.) (2015) *Norsk rødliste for arter 201, versjon 1.2*. Artsdatabanken, Norge

- Heywood, I., Cornelius, S. & Carver, S.** (2011) *An introduction to Geographical Information Systems*. 4. utg. Essex: Pearson Education Limited, 446 pp.
- Hobæk, A. & Bjørklund, A.E.** (2004) *Overvåkning av ferskvannsresipienter i Bergen kommune*. NIVA sammendragsrapport 1992-2000.
- Hobæk, A., Solheim, Anne L. & Sælthun, Nils R.** (2004) *Elvemusling i Haukåselva. Bestandsstatus, reproduksjon og vannmiljø*. NIVA rapport L.nr. 4805.
- Hordaland Fylkeskommune.** (2015a) *Regional plan for vassregion Hordaland*. Bergen.
- Hordaland Fylkeskommune.** (2015b) *Tiltaksprogram for vassregion Hordaland*. Bergen.
- Johnsen, G.H.** (2013) *Vasskvalitet på 33 utvalde lokaliteter i 12 vassdrag i Indre Sogn Vassområde 2013*. Rådgivende Biologer AS, rapport 1763.
- Johnsen, G.H., Kålås, S. & Wathne, I.** (2018) *Status for elvemusling i Haukåsvassdraget 2017*. Rådgivende Biologer AS, rapport 2629.
- Kartverket** (2016) *Ortofoto*. Tilgjengelig fra:
<https://kartverket.no/geodataarbeid/flyfoto/ortofoto/> (Lest 26.01.2018).
- Lid, J. & Lid, D.T.** (2005) *Norsk flora*. 7. utgave. Oslo: Det norske samlaget.
- Lundberg, A.** (1987) *Natur og miljø i endring*. Universitetsforlaget.
- Lundberg, A.** (1990) *Vegetasjon og kulturlandskap ved Kalandsvatnet i Fana*. Geografi i Bergen 140.
- Lundberg, A.** (2005) *Landskap, vegetasjon og menneske gjennom 400 år*. Bergen. Fagbokforlaget.
- Mckee, D., Hatton, K., Eaton, J.W., Atkinson, D., Atherton, A., Harvey, I. & Moss, B.** (2002) Effects of stimulated climate warming on macrophytes in freshwater microcosm communities. *Aquatic Botany*, 74. 71-83.
- Miljødirektoratet** (2013) *EUs vanddirektiv*. (Internett). Tilgjengelig fra:
<http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vannforvaltning/Vann-og-vassdrag/EUs-vanddirektiv/>. (Lest: 28.11.16).

- Miljødirektoratet** (2016) *Historisk hjemkomst for elvemusling*. (Internett). Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2016/April/Historisk-hjemkomst-for-elmusling/>. (Lest 15.02.18)
- Iversen, A. & Sandøy, S.** (2015) *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver*. Direktoratgruppen, veileder 02:2013, revidert 2015.
- Mjelde, M.** (1986) *Tilgroing med høyere vegetasjon i Børselva, Ballangen kommune 1986*. NIVA rapport L.nr. 1930.
- Mjelde, M. & Aanes, K.J.** (2009) *Gjerdevatn i Sømna*. Miljøundersøkelse. NIVA rapport L.nr. 5821.
- Moen, A.** (1998) *Vegetasjon*. Hønefoss: Norges geografiske oppmåling.
- Mong, C. E.** (2013) *Registrering og verdivurdering av naturverdier i Haukås Nordøst (Bergen)*. ØKOLOG Christian E. Mong.
- Murphy, K.J., Rørslett, B. & Springuel, I.** (1990) Strategy analysis of submerged lake macrophytes communities: an international example. *Aquatic Botany*, 36, 303-323.
- Odland, A.** (2002) Patterns in the secondary succession of a *Carex vesicaria* L. wetland following a permanent drawdown. *Aquatic Botany*, 74, 233-244.
- Odland, A.** (2017) Elvesnelle *Equisetum fluviatile* på vandring. Endringer I en elvesnellepopulasjon gjennom 29 år etter vannstandssenkning. *Blyttia*, 75, 113-122.
- Pickett, S.T.A. & Cadenasso, M.L.** (2005) *Vegetation Dynamics. Vegetation Ecology*. 172-198. Blackwell Publishing. Oxford. 408 pp.
- Pink, K.M. & Dawson, J.O.** (2014) Nitrogen fixing shrubs create soil N fertility patches in native sand dune and tallgrass-prairie communities of Central North America. *Transactions of the Illinois's State Academy of Science* 107, 31-36
- Rooney, N. & Kalff, J.** (2000) Inter-annual variation in submerged macrophytes community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany* 68, 321-335.

- Skogen, A. & Odland, A.** (1991) *Flora og vegetasjon i og rundt Ervikvatnet, Stad, 9 år etter senkningen, samt en vurdering av Morkadalsvassdragets botaniske verdi i verneplansammenheng*. NINA forskningsrapport 18.
- Solander, D.** (1983) Biomass and shoot production of *Carex rostrata* and *Equisetum fluviale* in unfertilized and fertilized subarctic lakes. *Aquatic Botany*, 15, 349-366.
- Statens Forurensningstilsyn (SFT)** (1997) *Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann*. Veiledning 97:04.
- Søndergaard, M., Johansson, L.S., Lauridsen, T.L., Jørgensen, T.B., Liboriussen, L. & Jeppesen, E.** (2009) Submerged macrophytes as indicators of the ecological quality of lakes. *Freshwater Biology*, 55, 893-908.
- Tonn, W. M.** (1990) Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119, 337-352.
- Vannportalen** (2015). *Vann-Nett*. (Internett). Vannportalen. Tilgjengelig fra: <http://www.vannportalen.no/verktoy-og-kart1/vann-nett/> (Lest 27.11.17).
- Vassregion Hordaland** (2014). *Voss-Osterfjorden vassområde. Lokal tiltaksanalyse, endeleg versjon*. Vannportalen.
- Wyspianska, A.** (2016) *E39 Vågsbotn - Nordre Brurås. Eikåstunnelen. Sluttrapport miljø i Haukåsvassdraget, Oppsummering*. Multiconsultrapport 414504-RIGm-RAP-006.
- Øgaard, A., Kristoffersen, A & Bechmann, M.** (2016) *Utredning av forslag til forskriftskrav om tillatt spredemengde av fosfor i jordbruket*. NIBIO rapport, vol 2, nr. 131.
- Økland, J.** (1975) *Ferskvannøkologi*. 1.utg. Oslo: Universitetsforlaget, 288 pp.
- Økland, J.** (1983a) *Ferskvannets Verden 1. Miljø og prosesser i innsjø og elv*. Universitetsforlaget, 227 pp.
- Økland, J.** (1983b) *Ferskvannets Verden 2. Planter og dyr - Økologisk oversikt*. Universitetsforlaget, 233 pp.
- Økland, J.** (1983c) *Ferskvannets verden 3. Regional økologi og miljøproblemer*. Universitetsforlaget, 213 pp.

Økland, J. (1986) *Våre innsjøer og elver: fisk og annet liv, naturforhold og miljøproblemer*. 2. utg. Oslo: Universitetsforlaget, 141 pp.

Økland, J. & Økland, K.A. (1996) *Vann og Vassdrag 2. Økologi*. Nesbru: Vett og Viten AS, 315 pp.

Historisk kildemateriale

Åsane Formannskap (1958) *Serutskrift av møte i Åsane kommunestyre den 24. juni 1958*. Eidsvåg i Åsane.

Åsane formannskap (u.å.) *Vedk. kanaliseringsarbeidet med Teiglona*. Brev til Johan Haukås.

Åsane Historielag (2018). Bilde av Haukåsvatnet før senkning (figur 20).

Lovdata

Forurensningsloven (1983) *Lov om vern mot forurensninger og om avfall*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6?q=forurensningsloven>

Forurensningsforskriften (2004) *Forskrift om begrensning av forurensning*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931>

Naturmangfoldloven (2009) *Lov om forvaltning av naturens mangfold*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100>

Plan- og bygningsloven (2008) *Lov om planlegging og byggesaksbehandling*. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2008-06-27-71/*#*

Vannforskriften (2006) *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

Vannressursloven (2006) *Lov om vassdrag og grunnvann*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2000-11-24-82?q=vannressursloven>

Nettbaserte kart og tjenester

Artsdatabanken (2018) *Artskart*. Tilgjengelig fra: <https://artskart.artsdatabanken.no>

Bergen kommune (2018) *Velkommen til KPA 2016-Høring*. Tilgjengelig fra:

<https://bergen.maps.arcgis.com/apps/MapJournal/index.html?appid=756918a943e94b2e8f67f92f01b8a4f9#>

GeoNorge (2018) *Kartkatalogen*. WMS-tjeneste. Tilgjengelig fra:

<https://bergen.maps.arcgis.com/apps/MapJournal/index.html?appid=756918a943e94b2e8f67f92f01b8a4f9#>

Kartverket (2018) *Norgeskart*. Tilgjengelig fra: <https://www.norgeskart.no>

Meteorologisk institutt (2018) *eKlima: Gratis tilgang til Meteorologisk institutts vær- og klimadata fra historiske data til sanntidsobservasjoner*. Årsnedbør og middeltemperatur juli 1960-2017 (Florida og Fredriksten festning) Tilgjengelig fra: <https://www.eklima.no>
(Hentet:17.01.18)

Norge i Bilder (2018) *Norge i Bilder*. Flybilder fra 1951, 1966, 1970, 1980, 2005 og 2016.

Kartverket, NIBIO og Statens vegvesen. Tilgjengelig fra: <https://www.norgeibilder.no/>

NGU (2017) *Berggrunn: Nasjonal berggrunnsdatabase*. Norges geologiske undersøkelse.

Tilgjengelig fra: http://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/ (Lest: 29.8.2017).

Universitetet i Bergen (2018) *MARCUS. Spesialsamlingene ved Universitetsbiblioteket i Bergen*. Tilgjengelig fra: <http://marcus.uib.no/home>

Vann-Nett (2018) *061-26551-L Haukåsvatnet (EU-ID:NO061-26551-L)*. Vann-nett.

Tilgjengelig fra: <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/061-26551-L>

Muntlige kilder

Kjell Haukås

Lars Haukås

Sveinung Klyve v/ Hordaland Fylkeskommune

Appendiks

1. Tabeller for tilstandsvariabler i NiN

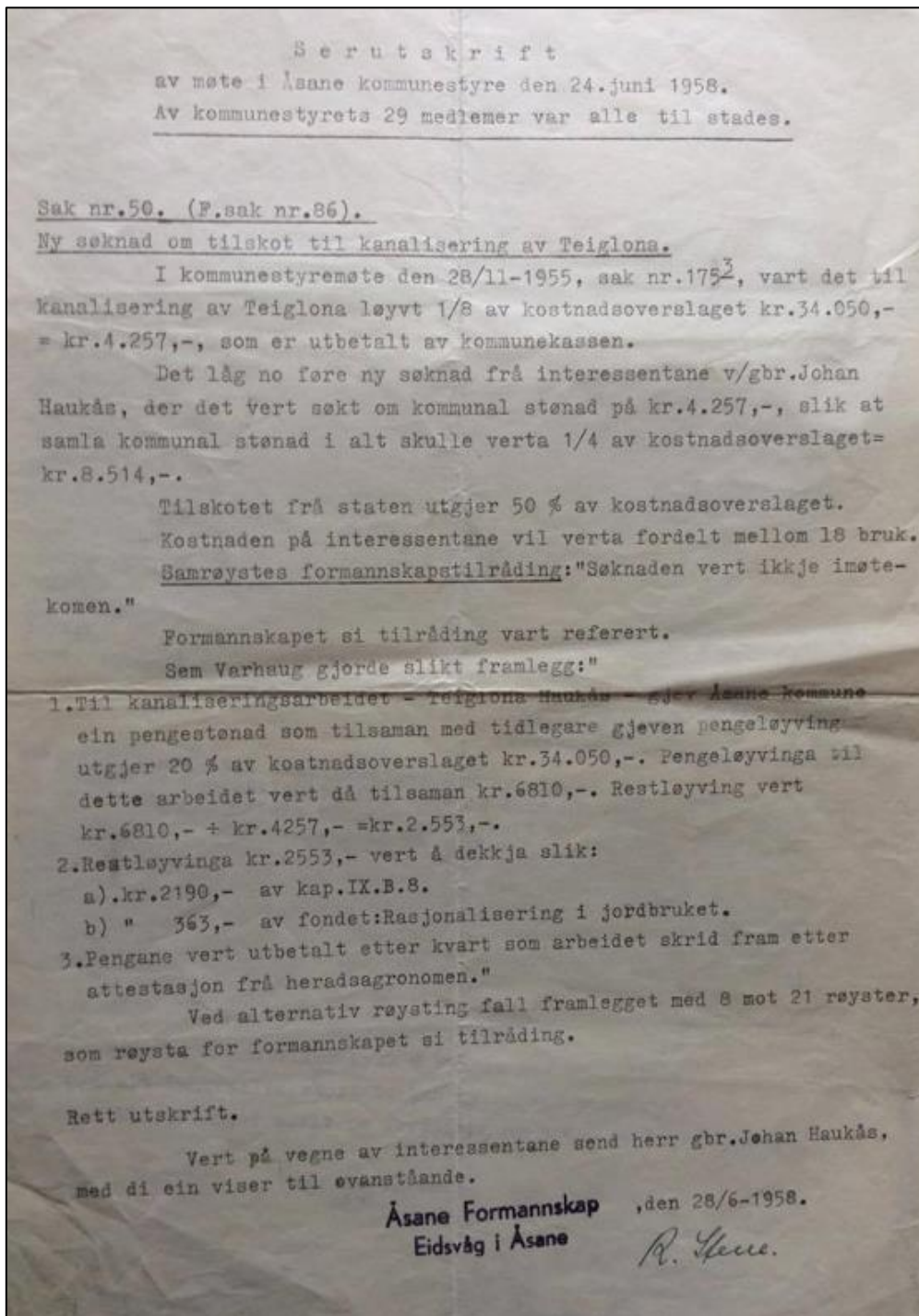
Rask gjenvekstsuksesjon i semi-naturlig og sterkt endret jordbruksmark inkludert våteng - 7RA-SJ. (Halvorsen et al., 2016b).

Verdi	Betegnelse	Beskrivelse
1	jordbruksmark i bruk (nulltrinn)	semi-naturlig eng, strandeng, kystlynghei, våteng, åker eller oppdyrket varig eng som brukes på en måte som opprettholder ekstensivt eller intensivt hevdpreg (HI·b–j)
2	brakkleggingsfase	jordbruksmark i gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturlig mark; artssammensetningen er vesentlig mer lik arealer i aktiv bruk enn ettersuksesjonstilstanden
3	tidlig gjenvekstsuksesjonfase	jordbruksmark i gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturlig mark; artssammensetningen er fortsatt mer lik arealer i aktiv bruk enn ettersuksesjonstilstanden
4	sein gjenvekstsuksesjonsfase	jordbruksmark i gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturlig mark; artssammensetningen er mer lik ettersuksesjonstilstanden enn arealer i aktiv bruk
∅	ettersuksesjonstilstand (ekstremtrinn)	tidligere jordbruksmark med en artssammensetning som ikke kan skilles fra sammenliknbare natursystemer på naturlig mark; systemet har nådd en endringstakt som ikke lenger er vesentlig raskere og/eller har klarere 'retning' enn disse natursystemene

Grøftingsintensitet - 7GR-GI. (Halvorsen et al. 2016b).

T	Trimbetegnelse	1	Beskrivelse
1	intakt	1	uten <u>grøftingsinngrep</u>
2	ubetydelig <u>grøftingsinngrep</u>	1	grøfting som har gitt, eller forventes å gi, opphav til observerbar effekt på artssammensetningen
3	nokså lite <u>grøftingsinngrep</u>	2	grøfting som har gitt, eller forventes å gi, opphav til betydelig endring i artssammensetningen innenfor en gitt hovedtype
4	omfattende <u>grøfting</u>	2	grøfting som har gitt, eller forventes å gi, opphav til vesentlig endring i artssammensetningen og dermed gi opphav til <u>V12 Grøftet torvmark</u>
5	gjennomgripende <u>grøfting</u>	3	grøfting som har gitt, eller forventes å gi, opphav til en så sterk endring i artssammensetningen at det utvikles et fastmarkssystem

2. Åsane Formannskap. Referat og brev



Til Johan Haukås, Haukås

Vedk. kanaliseringsarbeidet med Teiglona.

Som De veit tok ein til å arbeida med planar om kanalisering av Teiglona i 1955. Planane vart godkjente og underskrivne av interessentane same året. Det vart og valt ei tilsynnemnd som fekk slik samansetnad: Johan Haukås, Anders Vassdal og heradsagrønenen. Denne nemnda fekk i oppdrag å ordna med søknad om pengetilskott, innhenta pristilbod på kanalarbeidet og elles stå fere inn - og utbetalningar for arbeidet.

På eit møte for interessentane den 20. november 1956 vart det vedteke å setja kanalarbeidet ut på pristilbod, og pristilbodet frå Johs. O. og Ola Blindheim vart samrøystes godteke. I arbeidsavtala med herr. Blindheim heiter det m.a. at ein set fram ynskje om at arbeidet er ferdigt til 1. jan. 1958 og at arbeidet må vera ferdigt til 1. jan. 1959 p.g.a. statstilskotet. Som De kjenner til er diverre ikkje arbeidet ferdigt endå, men ein reknar med at Blindheim gjer arbeidet ferdigt i rett tid.

Ei økonomisk samanstilling for kanalarbeidet:

Kontantutloger:	
Gravemaskinarbeid o.a. i 1955	kr. 1466,-
Godkjent pristilbod 1956	" 26800,-
Ymse kontantutloger (vederlag m.a.)	" 491,- 28 757,-
Pengetilskot:	
staten	kr. 17 000,-
Åsane kommune	" 4 257,- 21 257,-
Restsum 7 500,-	

Kontantutlogene til kanalarbeidet som er utført til i dag (60-70 %) er betalt av pengetilskota frå stat og kommune. Men som det går fram av ovanemnte økonomiske samanstilling vert det at ein restsum på kr. 7 500,- som interessentane må betala i samvar med tidlegare godkjente og tinglyste fordeling etter interesseareal.

Tilsynnemnda ser det som sær viktig for kanalarbeidet at desse pengane vert innbetalt med det første slik at ein har pengar til å betala herr. Blindheim etter kvart som han gjer ferdigt resten av arbeidet.

Innbetalings kan De ordna til Hamre - og Åsane Sparebank konto nr 11247 "Kanaliserings Teiglona"

Av ovanemnte restsum fell på Dykkar gårdsbruk kr. 667,50

som ein vonar det høver for Dykk å betala med det første.

Legg ved eit innbetalingskort De kan nytta ved betalinga.

Syner og til vedlagte skriv om fordeling av areal og kontantinbet..

Johan Haukås
sign.

Anders Vassdal
sign.

Sem Varhaug
sign.

250,00 / pr. ak
av kanaliseringssum