

Oppdatering av naturmangfoldrapport for Kokstadflaten nord i Ytrebygda bydel, Bergen kommune

Av: Marthe Tinlund, Tonje Olsen Totland & Conrad J. Blanck*

Kontroll: Ingeborg Elisabeth Økland

Til: SE-arkitektur

Dato: 16.06.2025

Bakgrunn

Kokstadflaten nord, et næringsområde i Ytrebygda, Bergen kommune, skal videreutvikles og derfor detaljreguleres. Planområdet har et areal på ca. 77,1 daa og består i dag av et kontorbygg, midlertidig parkeringsplass, samt noe skog- og vegetasjonsområder (**figur 1**). Det planlegges for forskjellige tiltak ifm. kontor- og industrivirksomhet innenfor planområdet (**figur 2 og figur 3**).

Rådgivende Biologer AS har blitt bedt av SE-arkitektur på vegne av Odfjell Land AS om å utarbeide en naturmangfoldrapport for planområdet. Hensikten med en naturmangfoldrapport er å dokumentere naturmangfoldet i planområdet før tiltaket blir gjennomført. Dokumentasjonen skal tjene som et beslutningsgrunnlag for videre planprosess. Rapporten ble utarbeidet av Conrad J. Blanck (M.Sc i landskapsøkologi) i 2023 og oppdatert i 2024 og 2025 av Marthe Tinlund (M.Sc i biovitenskap, terrestrisk økologi og naturforvaltning) og Tonje Olsen Totland (M.Sc i biodiversitet, evolusjon og økologi) med nye vurderinger rundt den økologiske korridoren.



Figur 1. Forslag til plangrense med området som ønskes regulert markert med gult.



Figur 2. Oppdatert situasjonsplan for planområdet.



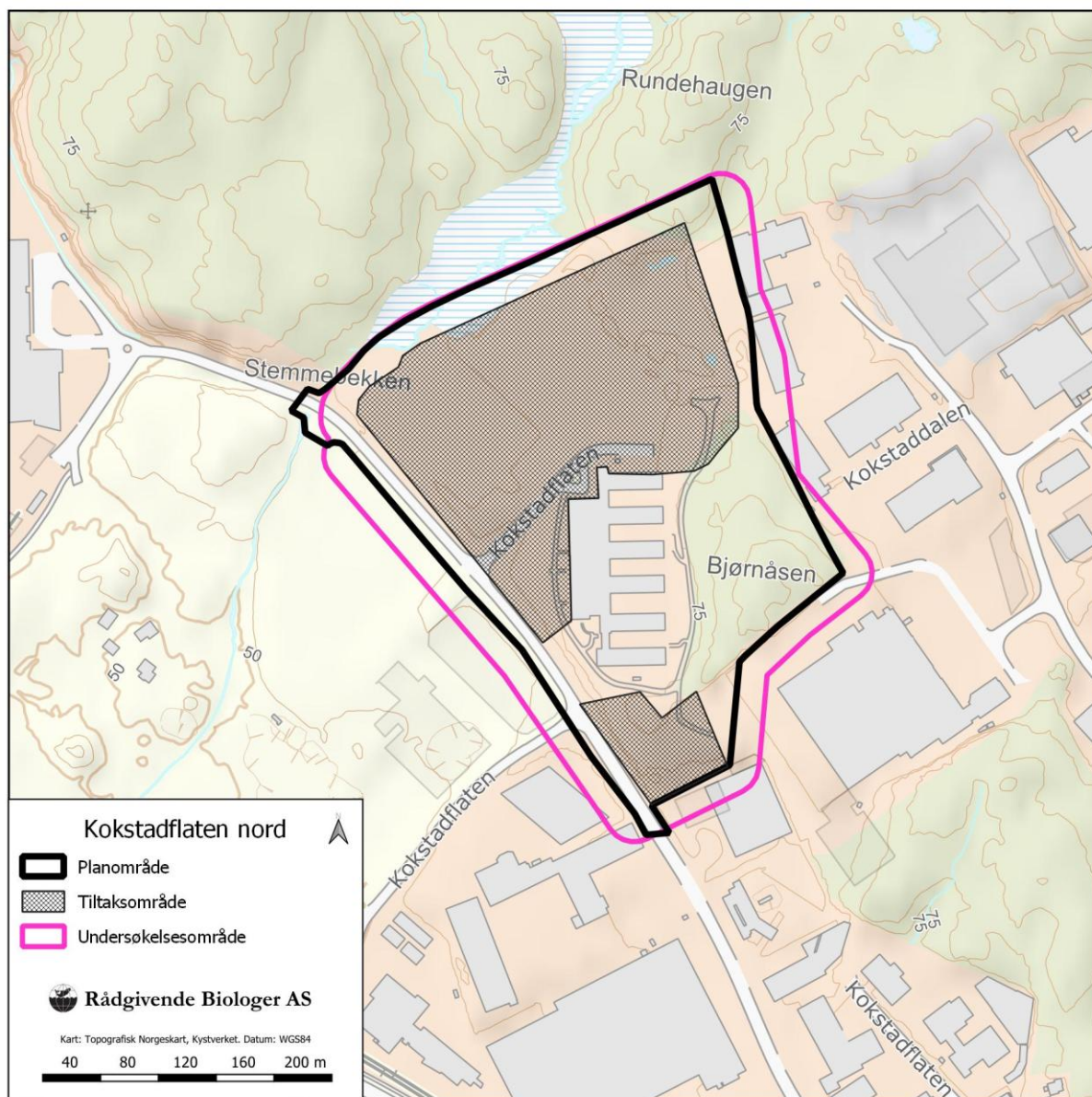
Figur 3. Ny planløsning for området.

Metode

Denne naturmangfoldsrapporten baserer seg på foreliggende informasjon fra litteratur og offentlig tilgjengelige databaser, samt feltkartlegging av naturmangfoldet. Naturmangfoldet innenfor tiltaks- og influensområdet er gitt verdi etter Miljødirektoratets veileder for konsekvensutredninger av klima og miljø (M-1941).

Feltarbeid

Undersøkelsesområdet består av selve planområdet samt en buffersone på 20 m. En befaring av området ble gjennomført gjennomført av botaniker Conrad J. Blanck 30. juni 2023 (**figur 4**). Området ble undersøkt for rødlistearter jf. Artsdatabanken 2021, fremmedarter jf. Artsdatabanken 2018 og naturtyper etter Miljødirektoratets instruks M-2209 (Miljødirektoratet 2023).



Figur 4. Oversikt over området som ble undersøkt 30. juni 2023 i forhold til planavgrensningen.

Verdivurdering

Verdi er et mål på hvor stor betydning en registrering har i et nasjonalt perspektiv. Verdivurderingen tar utgangspunkt i metodikken til M–1941. Verdi blir vurdert etter en femdelte skala fra "ubetydelig" til "svært stor" verdi etter verdisettingskriterier beskrevet for fagtema naturmangfold og verdikategoriene naturtyper, arter og økologiske funksjonsområder, og landskapsøkologiske sammenhenger (**tabell 1**). Noe verdi blir tilegnet areal som er hverdagsnatur med flora og fauna representativ for regionen. Verdikategori "uten betydning for KU" blir tilegnet områder som er sterkt påvirket av inngrep eller fremmede arter. Det vil si at innenfor et influensområde så vil all natur som ikke er sterkt påvirket av inngrep eller fremmede arter ha noe verdi.

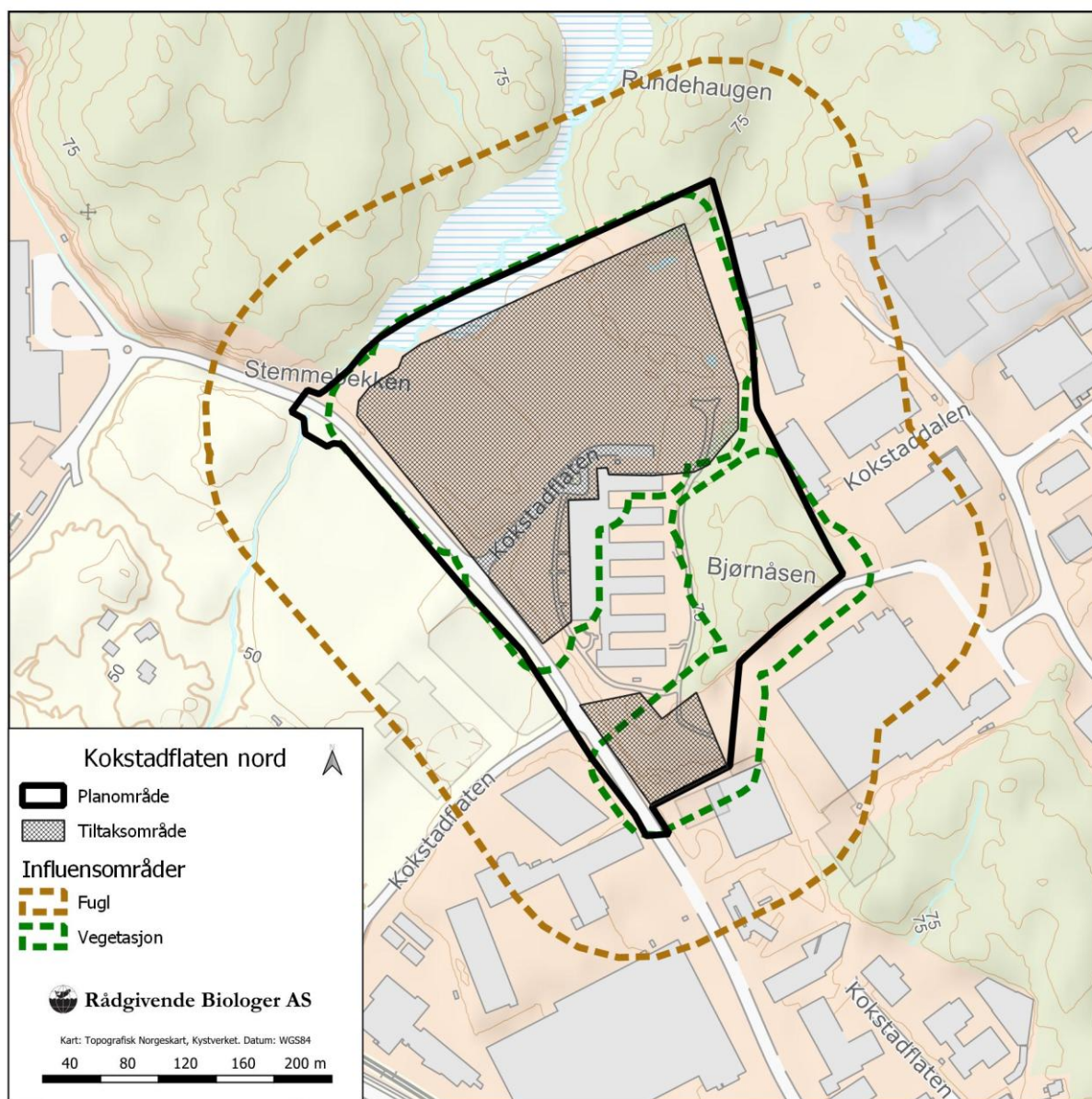
Tabell 1. Verdisettingskriterier for fagtema naturmangfold etter M–1941.

Verdikategori	Uten betydning for KU	Noe verdi	Middels verdi	Stor verdi	Svært stor verdi
Naturtyper Miljødirektoratets instruks DN-håndbok 13,19 Norsk rødliste for naturtyper <i>LK = lokalitetskvalitet</i>		Med sentral økosystemfunksjon & svært lav LK. NT-naturtyper med svært lav LK. Spesielt dårlig kartlagte naturtyper med svært lav LK. <u>DN-HB13 & DN-HB19:</u> C-lokaliteter.	CR/EN/VU & svært lav LK. Naturtyper med sentral økosystemfunksjon & lav LK. NT & lav/moderat LK. Dårlig kartlagt & lav/moderat LK. <u>DN-HB13:</u> NT & med B-/C-verdi. B-lokaliteter. <u>DN-HB19:</u> B-lokaliteter uten vesentlig regional verdi.	CR & lav LK. EN & lav/moderat LK. VU & lav/moderat/høy LK. Naturtyper med sentral økosystemfunksjon & moderat/høy LK. NT & med (svært) høy LK. Dårlig kartlagte & (svært) høy LK. <u>DN-HB13:</u> EN/CR & C-verdi. VU & B-/C-verdi. A-lokaliteter inkl. NT. <u>DN-HB19:</u> A/B-lokaliteter.	CR & moderat/(svært) høy LK. EN & (svært) høy LK. VU & svært høy LK. Med sentral økosystemfunksjon & svært høy LK. <u>DN-HB13 & DN-HB19:</u> EN/CR & A/B-verdi. VU & A-verdi.
Arter og økologiske funksjonsområder		Alminnelige og vidt utbredte arter og deres funksjonsområder	Nær trua (NT) arter og deres funksjonsområde Fastsatte bygdenære områder som grenser til viktige funksjonsområder for villrein	Sårbare (VU) arter og deres funksjonsområde Spesielt hensynskrevende arter og deres funksjonsområde	Fredede arter og deres funksjonsområde Prioriterte arter og deres funksjonsområde (eventuelt forskriftsfestet funksjonsområde) Sterkt truet (EN) og kritisk truet (CR) arter og deres funksjonsområde
Landskaps-økologiske sammenhenger		Naturområder og naturstrukturer som binder sammen funksjonsområder for vanlig forekommende arter	Lokalt viktige vilt- og fugletrekk Delvis intakte naturområder og natur-strukturer som er trekk-, vandrings- og forflytningskorridorer for a) et høyt antall arter eller b) for definerte grupper av arter (eks: amfibier, pollinatorer) Naturområder og natur-strukturer som bidrar til å binde sammen nøkkelområder for økologiske prosesser i økosystemene	Regionalt/nasjonalt viktige områder for vilt- og fugletrekk Intakte sammenhenger som har en viktig funksjon som forflytnings- og spredningskorridor for arter mellom eller i tilknytning til større naturområder Områder som bidrar til sammen-binding av verne-områder eller dokumenterte funksjonsområder for arter med stor eller svært stor verdi Lengre elvestrekninger med langtvandrende fiskebestander	Særlig store og nasjonalt/internasjonalt viktige trekkruiter.

Avgrensning av tiltaks- og influensområder

Tiltaksområdet er definert som området som avgrenser selve tiltaket/inngrepet. Det tas utgangspunkt i tilsendt situasjonsplan for tiltaksområdet (**figur 2 og figur 3**) som viser omtrentlig plassering av planlagte inngrep innenfor planavgrensningen.

Influensområdet er det området der virkninger forventes å kunne oppstå, uavhengig av planområdets avgrensning. Når det gjelder biologisk mangfold, vil områdene som blir påvirket variere både geografisk og i forhold til topografi og hvilke arter som forekommer. For vegetasjon er det lagt en buffersone på 20 m rundt tiltaksområde. For å fange opp fugl som kan påvirkes legges et influensområde på 100 m rundt tiltaksområdet.



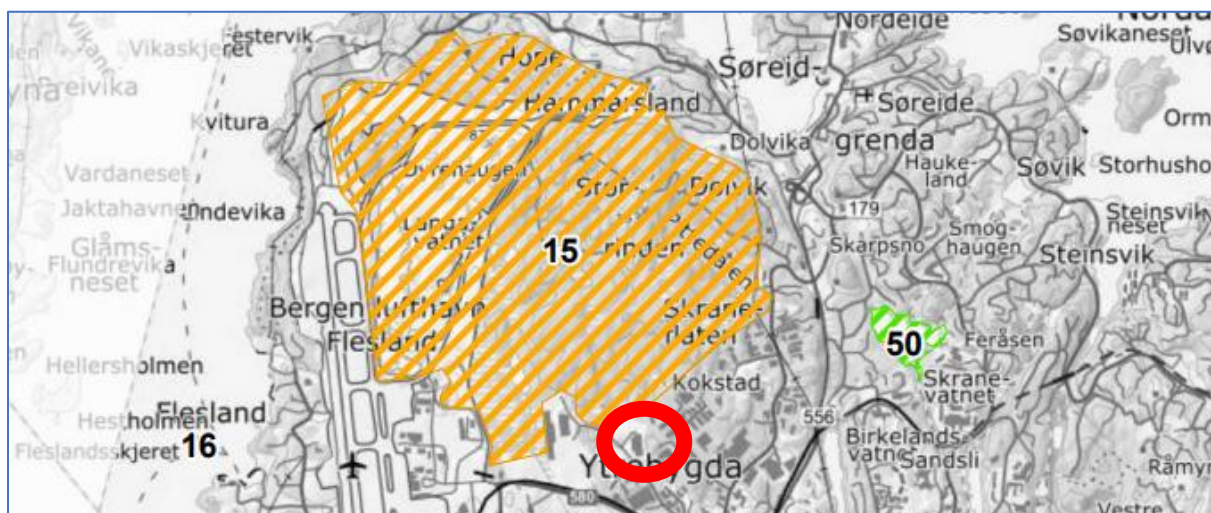
Figur 5. Vurderte influensområder for forskjellige organismegrupper for planområdet.

Kunnskapsgrunnlaget for naturmangfold

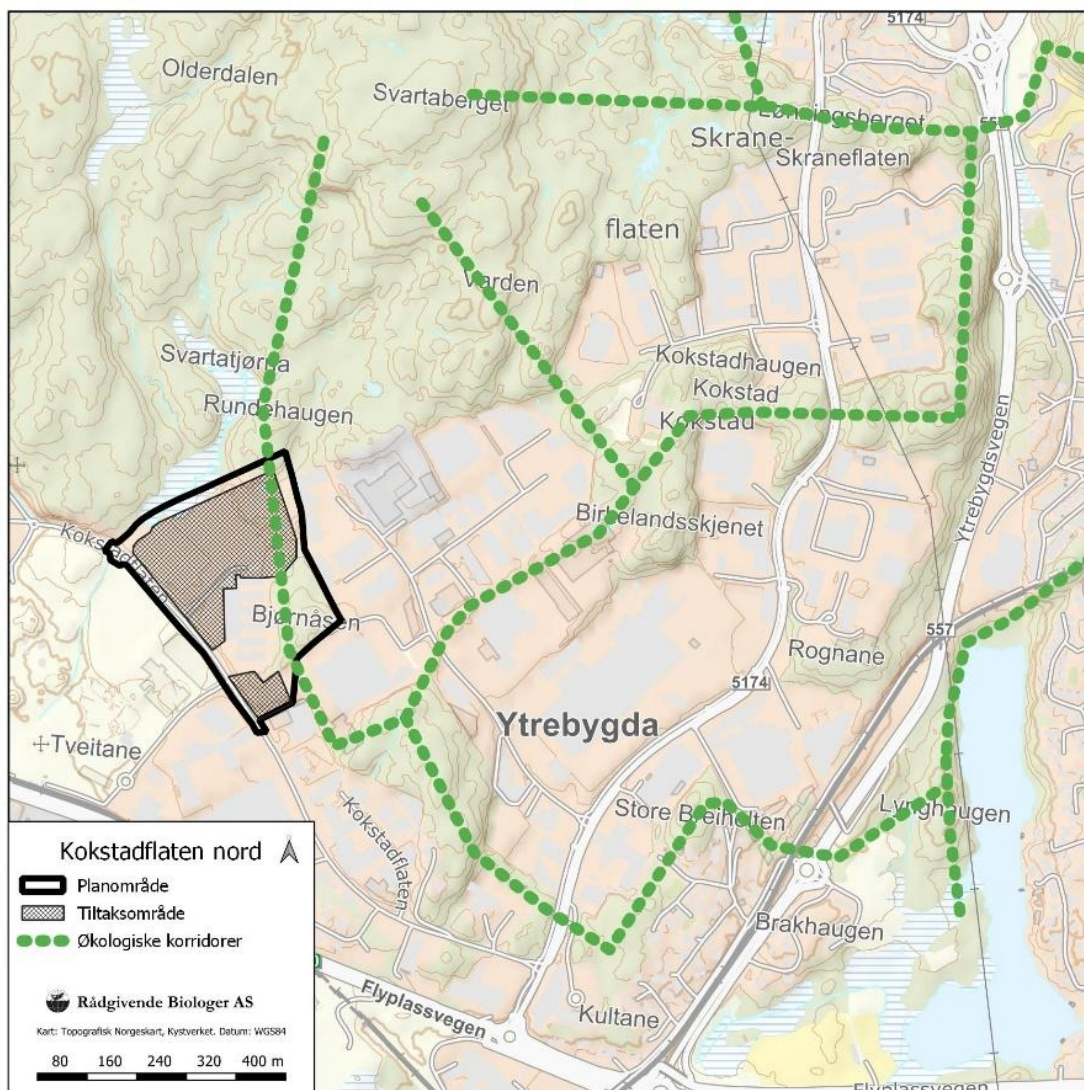
Det er ikke registrert naturtyper innenfor eller i nærområde av planavgrensningen. I Artsdatabankens Artskart er det registrert mange arter i nærområdet, derunder rødlistede fuglearter. Innenfor planavgrensningen finnes det punktregistreringer av rugde og måltrost og en trekkvei til hjort. Rett utenfor planområdet er det registrert gulspurv (sårbar, VU), fiskemåke (VU), tyrkerdue (nær truet, NT) og gråspurv (NT).

Planområdet ligger inntil det kartlagte viktige viltområde Fleslandmarka (Mikkelsen & Søyland 2017; **figur 6**). Fleslandmarka er et skogsområde med innslag av myrer, vann og tjern. Store deler av området ligger innenfor militært område. Området er vurdert som viktig på grunn av områdets størrelse og variasjon som gjør området viktig som habitat for en rekke plasskrevende fugler (herunder hønsenhauk og diverse spettarter) og viltarter.

I kommuneplanens arealdel 2018 er det tegnet inn en økologisk korridor som krysser planområdet fra nord til sør langs østre plangrense (**figur 7**). Korridoren er beskrevet som «Sammenhengende vegetasjonsbelte i bebygde områder, hvor dyr som f.eks. rev kan ferdes». Korridoren knytter sammen grøntområdene ved Birkelandsvatnet og Fleslandmarka.



Figur 6. Planområdet ligger inntil et viktig viltområde (oransje skravert område). Kartutsnitt fra kommunens nyeste viltrapport (Mikkelsen & Søyland 2017). Planområdets beliggenhet er markert med rød sirkel.

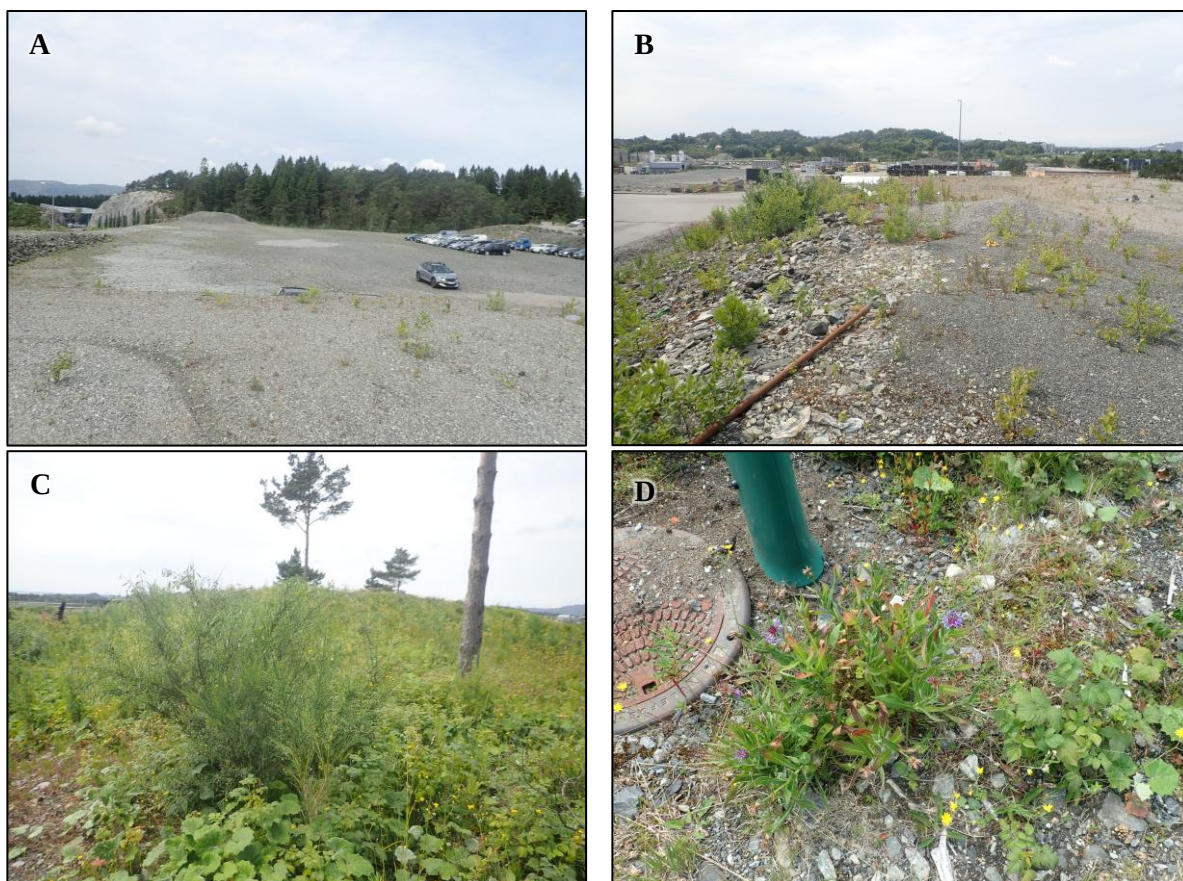


Figur 7. Avsatte økologiske korridorer ved planområdet fremstilt ved grønne stiplede linjer (kilde: kartfiler fra Bergen kommune).

Resultater fra feltarbeidet

Det var greie værforhold med oppholdsvær under befaringsdagen. Generelt er det meste av arealet preget av utbygging, graving og planering. Omtrent hele nordlige halvdel av planområde er planert med utlagt grus og blir benyttet som midlertidig parkeringsplass. På utlagte grusmasser rundt parkeringsplassen har det stedvis etablert seg rasktvoksende pionerarter som skogsalat, geitrams, hvitkløver, firkantperikum, myrtistel, bjørnebær, kystgriseøre og hestehov.

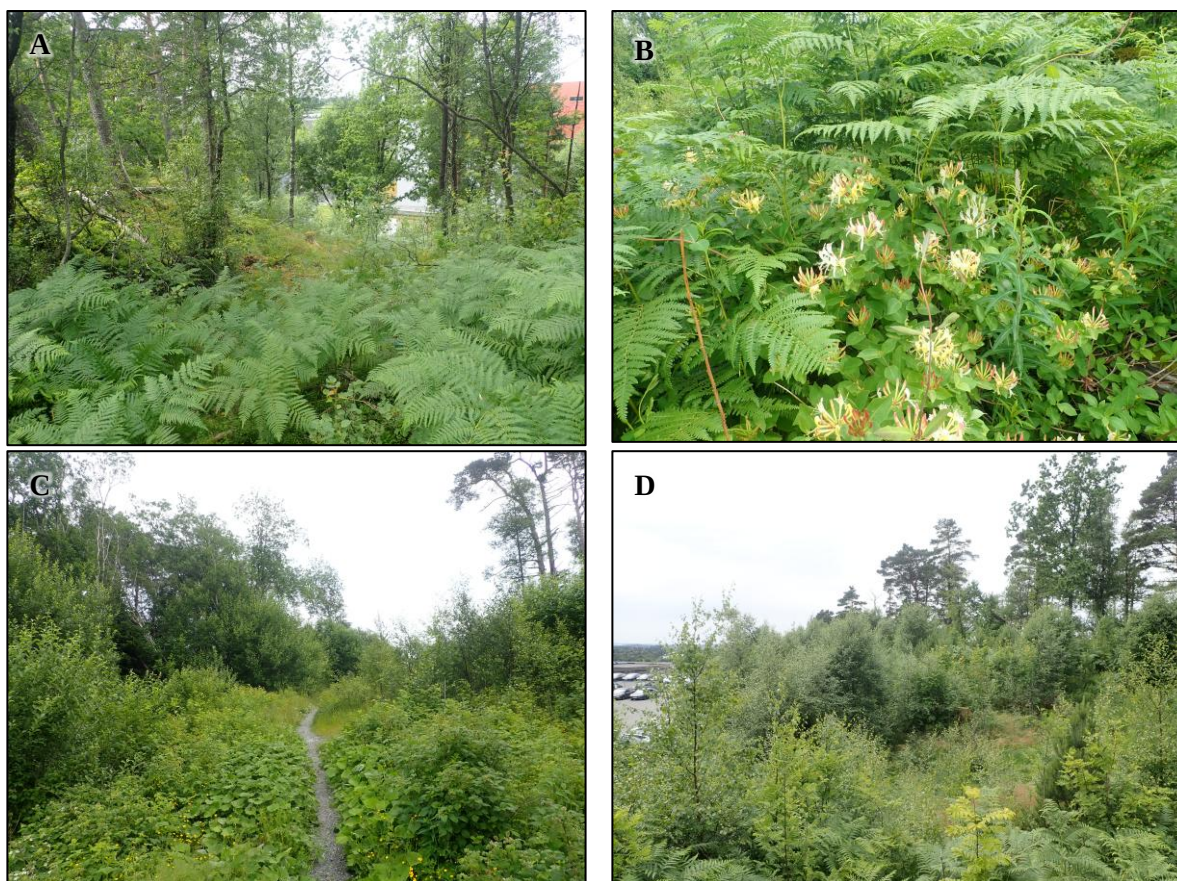
I sørlige del, hvor det også er lagt ut en del jordmasser, trolig til opparbeiding til parkareal tilknyttet eksisterende kontorbygg, ble fremmedartene gyvel (SE, svært høy risiko) og honningknoppurt (SE) registrert. Mot skogsområdene i øst har det også etablert seg arter fra inntilliggende bærlyngskog som røsslyng, pors og blokkebær på de utlagte massene.



Figur 8. **A:** Neste hele nordlige halvdel av planområdet er planert med utlagt grus og brukes som parkeringsplass. **B:** Rasktvoksende pionerarter etablerer seg på utlagte grusmasser. **Nederst:** Fremmedartene gyvel (A) og honningknoppurt (B) er stedvis registrert på utlagte masser

Langs østlige plangrense er det et vegetasjonsbelte. Her er også det eneste større grøntområde innenfor planområdet – Bjørnåsen. På Bjørnåsen er det en blandingsskog med furu, osp, eik, rogn, selje og bjørk. Enkeltvis ble det også observert gran og sitkagran (SE), som trolig har spredt seg inn i skogen fra treplantasjer. Innslag av det varmekjære treslaget eik tyder på at åsen er veldig solutsatt. Selv om skogen vokser på et tynt lag med løsmasser, virker skogen og ha høy bonitet. Solforholdene gir gode vekstvilkår. Den hjemlige og solkjære klatreplanten vivendel ble også observert i et åpent skogsparti. Skogen er tilsynelatende påvirket fra både eldre og nyere tid. Innslag av kulturmarksarter som vendelrot, revebjelle, tiriltunge, einstape og diverse gress-arter langs skogkanten tyder på at Bjørnåsen tidligere ble brukt som utmarksbeite.

Ellers er skogsvegetasjonen en blanding av svak lågurtskog preget av småbregner og bærlyngskog på de tørreste delene av den tresatte åsen. Skogen er forholdsvis ung, men det inngår noe stående og liggende død ved. En del av dødveden stammer antageligvis fra rydningsaksjoner og skader fra tunge kjøretøy som trolig kom i kontakt med skogen under utbygging av inntilliggende næringsområder. Det er også stedvis observert spor fra tunge kjøretøy ved Bjørnåsen. Spesielt rundt en sti som krysser Bjørnåsen fra øst til vest er vegetasjonen ryddet. De åpne skogspartiene er under gjengroing med et tett busksjikt av boreale løvtrær som bjørk, selje og rogn.



Figur 9. **A:** På Bjørnåsen er en blandingsskog. I dette partiet er det mye av bregnen einstape som tyder på tidligere beite. **B:** Vivendel er en varmekjær klatreplante. **C:** Skogen er tatt bort rundt en sti som krysser Bjørnåsen. **D:** Åpne skogspartier gror igjen med boreale løvtrær.

Nord for Bjørnåsen er det lagt ut jordmasser på en tidligere asfaltert flate, i tillegg til enda mer utlagte steinmasser, bygningsavfall og rester av våtmark. Generelt er naturmiljøet veldig påvirket i denne delen av planområdet. Resterende våtmark er en typisk fattig jordvannsmyr med torvull, pors, blåtopp og innslag av heiarter. Våtmarken innenfor planområdet har påvirket hydrologi og gror igjen med vierkratt på grunn av tørrere forhold. Rundt myren er det lagt ut stein som komprimerer underliggende torvmasser og påvirker hele myrens hydrologi. På de utlagte steinmassene forekommer en del av de samme artene som tidligere nevnt, men det er stort innslag av den problematiske fremmedarten parkslirekne (SE). Det er tydelig at parkslirekne ble innført til området med bygningsavfallet eller de utlagte steinmassene og er nå i rask spredning.



Figur 10 A: I nordvest er det lagt ut jord- og steinmasser rundt våtmark. **B:** Parkslirekne i spredning, trolig innført med transport av steinmasser. **C:** Fyllingsfot lagt ut på myr ved planområdets grense.

Verdivurdering

Naturtyper

Myrflatene som er en del av Svartatjørna og inngår i planområdet er for fattige for å bli klassifisert som en naturtype jf. gjeldende kartleggingsinstruks. De kan heller ikke klassifiseres som naturtypen nedbørsmyr. Skogsvegetasjonen i området er også for ung og/eller fattig til å kvalifisere som naturtyper tilknyttet skog. Disse grøntområdene samt øvrig natur i inngår likevel som en del av hverdagsnaturen med **noe verdi**.

Arter inkl. økologiske funksjonsområder

Fugl

Områder som har en viktig økologisk funksjon og er viktig for overlevelse for en art betegnes som økologisk funksjonsområde. Fugler har mange ulike typer økologiske funksjonsområder. De har til dels

veldefinerte hekkelokaliteter, f.eks. for noen arter med store konsentrasjoner i fuglefjell eller spesielle våtmarker. Mange har velkjente trekkveier, med viktige rasteplasser. Noen arter har også tydelige overnattings-, overvintrings- eller myteområder. For mange arter er imidlertid ulike økologiske funksjoner dekket innen et mer generelt leveområde, der det vil være mest aktuelt å vurdere økologiske funksjonsområder for arter med spesifikke habitatkrav eller begrenset utbredelse (Framstad mfl. 2018a).

Innenfor planavgrensningen finnes det punktregistreringer av rugde og måltrost. Rett utenfor planområdet er det registrert gulspurv (sårbar, VU), fiskemåke (VU), tyrkerdue (nær truet, NT) og gråspurv (NT). Av de rødlistede artene er bare fiskemåke (VU) registrert hekkende og gulspurv mulig hekkende. Fiskemåken ble registrert hekkende i 2013 ved Solbrød øst for planområdet. Dette var en tid da Kokstad nord ikke var utbygd og planert. Registreringen vurderes å være utdatert. Det er ikke registrert fiskemåke i området etter 2013.

For de aller fleste fuglearter med relativt stor utbredelse og forholdsvis stor variasjon i hekkehabitat vil imidlertid en kartlegging av hekkeområder som økologiske funksjonsområder ikke være mulig på en arealmessig god måte. Jf. faggrunnlag for kartlegging av økologiske funksjonsområder for terrestriske arter (Framstad mfl. 2018a) er det i liten grad hensiktsmessig å avgrense økologiske funksjonsområder i utredningsområde for fugl som ikke har særlig spesifikke krav til hekkehabitat.

Det kan ikke utelukkes at artene benytter undersøkelsesområdet til hekking, men siden det er stor variasjon i hekkehabitat er det ikke hensiktsmessig å avgrense funksjonsområder for de nevnte fugleartene, selv om det ikke kan utelukkes at artene hekker i tiltaksområdet. Registreringene av fugl inngår derfor i hverdagsnaturen i området og har **noe verdi**.

Vilt

Hjortetråkket som ligger inne på Artsdatabankens Artskart ble registrert i 2007 og stammer fra en tid da Kokstadflaten nord ikke var utbygd, og var dekket av skog (**figur 11**). Det er lite sannsynlig at viltet nytter næringsområdet til ferdsel og trekkvegen har trolig forflyttet seg vest for planområdet.

Grøntområdene som inngår i planområdet, har dermed i hovedsak **noe verdi** som funksjonsområde for vanlige arter.

Landskapsøkologiske sammenhenger

Økologisk korridor

Det er registrert en økologisk korridor som strekker seg gjennom planområdet fra nord til sør langs østre grense. Økologiske korridorer er sammenhengende vegetasjonsbelter i bebygde områder hvor organismer kan bevege seg mellom naturlige kjerneområder. Bergen kommune har kartlagt økologiske korridorer ved hjelp av grunnkart som viser sammenhengende vegetasjonsbelter, og det er ikke kjent at det er utført observasjoner i felt eller andre faglige undersøkelser for å kartlegge disse korridorene. Det knyttes derfor noe usikkerhet til kvaliteten på de avsatte økologiske korridorene.

Det foreligger ingen offisielle vurderingskriterier fra kommunen om hva som kvalifiserer for avgrensning av økologiske korridorer og hvordan disse verdisettes. I denne rapporten vil korridoren derfor verdivurderes etter M-1941.

Innenfor planavgrensningen er korridoren funksjonell uten vesentlige barrierer og sammenhengende vegetasjon. Betraktes korridoren derimot i sin helhet er det flere omstendigheter som reduserer korridorens sammenbindingsfunksjon. Den økologiske korridoren har nok mistet mye av sin opprinnelige funksjon i takt med tidligere utbygging i området, da det har kommet flere og flere fysiske barrierer på plass. Korridoren krysser både bybanespor, Ytrebygdsvegen, bratte steinmurer og utbygde næringsområder uten vegetasjon før den ankommer planområdet. I sørøst, hvor korridoren treffer

planområdet, må ferdende organismer krysse over 150 m med asfaltert og belyst næringsområde (**figur 7**). Dette gjør korridoren mindre interessant for de fleste organismene og reduserer dens sammenbindingsfunksjon i stor grad. Hvis korridoren skal være funksjonell utenfor planområdet, må barrierene bygges ned. I tillegg er et annet næringsområde ved Birkelandsvatnet (Birkelandshagen) under planlegging, som den økologiske korridoren vil krysse. Hvis næringsområdet Birkelandshagen realiseres, vil reduksjon i kvalitet og mengde av barrierer mellom Birkelandsvatnet og Fleslandmarka være så vesentlig, at den avsatte økologiske korridoren praktisk sett vil miste sin sammenbindingsfunksjon.

Korridoren innenfor planområdet vurderes å være intakt med gode kvaliteter, men betraktet i sin helhet fra Birkelandsvatnet til Fleslandmarka har den en redusert sammenbindingsfunksjon, i hovedsak på grunn av vesentlige barrierer. I sin helhet har tidligere utbygging av området redusert korridorens sammenbindingsfunksjon, men den fremkommer likevel som delvis intakt. Det vurderes derfor at den økologiske korridoren har **middels verdi** som delvis intakt forflytningskorridor for dyr i området.



Figur 11. Flybilder av nærområdet rundt Kokstadflaten nord fra 2022 (øverst) og 2005 (nederst). Mye arealbeslag på grunn av bebyggelse har skjedd på kort tid.

Oppsummering av naturverdier

De største naturverdiene i undersøkelsesområdet er vegetasjonsbeltet langs østre grense av planområdet som ikke er sterkt preget av tekniske inngrep eller fremmede arter, samt den økologiske korridoren med **middels verdi**. Generelt vil alle grøntområdene som ikke er for påvirket av menneskelig aktivitet eller fremmedarter ha **noe verdi** for arter som er vanlig i distriktet. Det er registrert en hekkende og en mulig hekkende rødlistet fugleart i nærområdet, men jf. faggrunnlag for kartlegging av økologiske funksjonsområder for terrestriske arter er det i liten grad hensiktsmessig å avgrense økologiske funksjonsområder for arter som ikke har særlig spesifike krav til hekkehabitat (Framstad mfl. 2018) .

Ellers er den største delen av området sterkt preget av inngrep med en underordnet verdi for naturmangfoldet. I nordre del inngår en stor mengde av den problematiske fremmedarten parkslirekne (SE) som sprer seg raskt innenfor planavgrensningen.

Tabell 2. Oppsummering av naturverdier ved Kokstadflaten nord

Naturverdier	Type	Verdi
Økologisk korridor	Sammenhengende vegetasjonsbelte for vilt	Middels
Hverdagsnatur	Funksjonsområde for vanlige arter innenfor influensområdet	Noe

Virkningen av tiltaket

Tiltaket vil innebære arealbeslag i vegetasjonsbeltet som er avsatt til en økologisk korridor. Det planlegges å opprettholde korridoren som en forlengelse av den eksisterende turvegen med grønnstruktur langs vegen. Det vil dermed forventes en del menneskelig aktivitet inntil og i korridoren, som også er forstyrrende for mange ferdeende organismer. Ved gjennomføring av tiltaket vil korridorens sammenbindingseffekt innenfor planområdet reduseres i stor grad, selv om organismer fortsatt vil ha muligheten å ferde i området. Korridoren har sett i sin helhet fra før en redusert sammenbindingseffekt på grunn av vesentlige barrierer før den når planområdet.

Arealbeslag i ubebygde grøntområder vil også redusere habitat for flere arter som er vanlige i distriktet. Arealbeslaget vil også skje innenfor Fleslandmarka, som er kartlagt som et viktig viltområde (Mikkelsen & Søyland 2017 (**figur 6**)). Det er stort press på grøntområdene ved Flesland og det har i de siste 20 år skjedd omfattende inngrep med økt menneskelig aktivitet i områdene rundt Flyplassvegen og Fleslandmarka (**figur 11**). Dette har ført til at kvalitetene til viltområdet gradvis har blitt vesentlig redusert (Mikkelsen & Søyland 2017). Nytt arealbeslag i viltområdet vil videre redusere viltområdets kvaliteter.

Ved transport av løsmasser er det fare for at fremmedarter sprer seg videre hvis det ikke gjennomføres tiltak for å unngå dette. Dette gjelder spesielt for parkslirekne som allerede er i spredning innenfor planavgrensning etter massetransport.

Økt trafikk og støy kan forstyrre fugl og pattedyr, spesielt i hekke- og yngleperioden om våren. Selv om det er noe støy og trafikk i influensområdet i fra før, vil anleggsarbeidet, og særlig sprengningsarbeid, kunne påvirke fugl negativt i hekkeperioden.

Oppsummering og forslag til avbøtende tiltak

Tiltaket vil føre til arealbeslag i grøntområde som vil redusere sammenbindingseffekten av en økologisk korridor som allerede har en redusert sammenbindingseffekt på grunn av vesentlige barrierer. I tillegg vil et viktig viltområde bli redusert og habitat for arter som er vanlige i distriktet gå tapt på grunn av tapte grøntområder.

Videre diskuteres forskjellige tiltak som vil redusere risiko for skade på naturmangfoldet i anleggsfasen og driftsfasen.

Anleggsfase

Hindring av spredning av fremmede arter

Det er registrert fremmede arter i undersøkelsesområdet og det bør unngås å spre disse artene videre under et eventuelt anleggsarbeid og ved videre bruk. Generelt bør masser fra anleggsområder håndteres på stedet og om det skal deponeres bør det kjøres til egnet deponi for fremmede arter. For en mer utfyllende beskrivelse hvordan masser fra steder med fremmede arter skal håndteres se for eksempel Misfjord & Angell-Pettersen (2018).

Tilpasse start av anleggsarbeid

Anleggsarbeid bør startes om høsten, etter mulig hekkende trekkfugler har forlatt området. Overvintrende arter har muligheter for å finne nye territorier både innenfor og utenfor influensområdet. Trekkfuglene som returnerer påfølgende år, kan trolig finne nye hekkeområder.

Driftsfase

Redusere kunstig belysning

Kunstig belysning er en typisk kanteffekt på grøntområder i tettbebygde strøk og har en rekke negative effekter på insekter, spesielt nattsvermere (Gaston mfl. 2013). Mange andre arter blir også negativt påvirket av kunstig belysning på forskjellige måter (Longcore & Rich 2004). Det beste er å ikke opplyse utearealene, men dersom det er planer om å belyse utearealene gis en rekke anbefalinger i Bruce-White & Shardlow (2011) om hvordan kunstig belysning kan utformes for å redusere de negative påvirkningene:

- Utforming og vinkling av lamper og stolper som hindrer «lyslekkasje og lysforurensing» som utebelysning (F. eks. laveresittende (maks 1 meter over bakken) downlights blendet av i front), spesielt mot økologisk korridor.
- Redusert lysstyrke på lamper.
- Redusert antall lamper og bruk av lyspærer med liten/ingen andel av UV-lys i lysbølgespekteret (f.eks. natriumlamper eller spesielle LED-lamper).

Legge igjen død ved

Død ved et viktig habitat for en rekke organismer, deriblant rødlistet sopp og vedboende insekter. Gammelt, dødt treverk gir boplass for mange arter villbier (Kvamme mfl. 2014). Død ved av ulike treslag og nedbrytningsgrad huser forskjellige organismer. For å tilrettelegge habitat for vedboende insekter kan man legge igjen død ved når trær felles og la det brytes ned på naturlig vis.

Økologisk korridor

All naturlig vegetasjon møt østre del av planområdet er en del av vegetasjonsbeltet som utgjør den økologiske korridoren, spesielt ved Bjørnåsen. Tiltakshaver bør etterstrebe minst mulig hogst av trær og fjerning av vegetasjon i det aktuelle planområdet for å bevare korridorens sammenbindingsfunksjon innenfor planområdet. Naturlig eksisterende vegetasjon bør prioriteres ovenfor nyetablering.

Store flater med signalfarger på fasader som er rettet mot den økologiske korridoren bør unngås. Signalfarger kan virke tiltrekkende for insekter og forstyrre deres ferdsel gjennom den økologiske korridoren (Daniels mfl. 2020).

For å redusere negative kanteffekter som virker inn på den økologiske korridoren kan det vurderes å etablere skjerming rundt korridoren i form av støyskjerm eller tett hekk av hjemlige busker. For at korridoren skal opprettholde den gjenværende funksjonen må den være uten vesentlige barrierer mot forflytning. Det er viktig at effektive barrierer unngås eller at det finnes forbindelser rundt eller på tvers av slike barrierer. Om det i praksis ikke er mulig å opprettholde en sammenhengende korridor, bør det legges til rette for egnede arealer med korte avstander mellom dem («stepping stones» eller «vadesteiner», som for eksempel grønne tak). De kan imidlertid ikke være avbrutt av arealer eller elementer som fungerer som effektive barrierer.

Mangelen på klare vurderingskriterier fra kommunen for økologiske korridorer i henhold til krav om bredde, vegetasjon og barrierer gjør det utfordrende å gi konstruktive råd til tiltakshavere når korridorene står i konflikt med planer. Det sies at «bredden på en økologisk korridor skal være så bred at den opprettholder sin funksjon». Dette er veldig generelt og åpner opp for mye tolkninger og tilpasninger etter ulike behov. For å kunne si noe om hva som bør være minstebredden for en økologisk korridor må man først og fremst tenke på hvem som skal bruke den aktuelle korridoren.

Vi viser til Norsk Institutt for Naturforskning (NINA) sin omfattende rapport med forslag til kriterier for å identifisere og prioritere arealer og landskapselementer for «grønn infrastruktur» med målsetting å ta vare på landskapsøkologiske sammenhenger. I rapporten blir generelle kriterier som utgjør gode økologiske korridorer diskutert (Framstad mfl. 2018b).

I Miljødirektoratet sin veileder for planlegging av grønnstruktur i byer og tettsteder (M100) er det gitt generelle anbefalinger til grønne korridorer og sammenhenger i urbane strøk (Miljødirektoratet 2014). Det påpekes blant annet at turveier og stier kan fungere som smale korridorer. Det anbefales en minimumsbredde på 30 meter for vanlige arter, men påpekes at en bredde på 60 meter vil være optimal for å tilby skjul til dyr på vandring. En bredde på 60 m vil også sikre habitater for flere plantearter. Dersom det likevel viser seg å være vanskelig å oppnå en slik bredde i praksis, påpekes det at sammenhengen i korridoren må prioriteres. I veilederen er det også oppgitt retningslinjer til landskapsøkologiske arealprinsipper som kan bistå i grunnlaget for arealplanleggingen (side 32 og 33). For å sikre at den økologiske korridoren blir best mulig ivaretatt i planprosessen anbefales det at disse prinsippene følges så lenge det er praktisk mulig.

Bekjempelse av parkslirekne

Det er registrert en isolert bestand av parkslirekne innenfor planavgrensningen. Spredningen av arten er ikke kommet alt for langt og det er dermed fortsatt mulig å bekjempe arten.

I dette kapittelet presenteres forskjellige måter å bekjempe parkslirekne på. Rådene stammer i hovedsak fra NIBIO sitt plantevernleksikon (NIBIO 2022) og kunnskapsblad fra FAGUS (2010).

Å bekjempe etablerte forekomster av parkslirekne er en kostbar og tidkrevende prosess. Derfor er forebygging av videre spredning av arten et viktig tiltak. Effektive bekjempelsestiltak krever konsekvent oppfølging over flere år.

Valg av metode for bekjempelse avhenger av vokseplass, verneverdier, tidsperspektiv, tilgjengelige ressurser og størrelsen på bestanden. Ofte er en kombinasjon av ulike metoder mest effektivt. Arealer der parkslirekne har blitt bekjempet, må følges opp i minst tre år etter at skuddproduksjonen er stoppet, da bestanden kan gjenoppta skuddproduksjonen etter en stund, og jordstenglene har vist seg å kunne

overleve lenge i jorden.

Mekanisk bekjempelse

Nedkapping

Nedkapping alene er ofte ikke tilstrekkelig for å utrydde parkslirekne, men det kan være effektivt som en måte å svekke plantenes vekst før andre behandlingsmetoder. Det er viktig å gjenta nedkappingen minst fire ganger i sesongen, med hyppigere kutting i begynnelsen av sesongen. Nedkapping kan brukes i flere år så lenge bestanden produserer nye skudd. Kombinert med kjemisk bekjempelse kan nedkapping redusere skuddhøyden før sprøyting.

Luking

Luking kan være effektivt på små, nylig etablerte bestander på lett tilgjengelige områder, men ikke på større bestander over 2 m². Det krever imidlertid kontinuerlig innsats over flere vekstsesonger, spesielt på steder der parkslirekne vokser i løs jord eller sand.

Jordarbeiding/harving

Jordarbeiding og harving kan være effektive som en del av en kombinert bekjempelsesstrategi, men det bør bare brukes etter grundig planlegging for å unngå videre spredning. Jordarbeiding deler opp jordstengler og røtter og fører til økt skuddtetthet. Dette kan være effektivt som en del av en kombinert bekjempelsesstrategi. Plantenes vitalitet vil også svekkes hver gang skuddene og de øverste delene av jordstenglene blir ødelagt. Danske erfaringer tyder på at harving 8-10 ganger i løpet av et par år kan utrydde plantene.

Dekking

Dekking er en effektiv metode for å bekjempe små, isolerte bestander av parkslirekne. Den kan også være hensiktsmessig i situasjoner der bruk av plantevernmidler ikke er ønskelig. For å sikre effektiv dekking, bør et robust materiale (1,5 mm tykk duk) brukes, og duken må sikres godt til underlaget. Man bør unngå å stramme duken for mye, da dette øker risikoen for at skudd kan trenge gjennom.

For å forhindre skuddskyting langs kanten av duken, er det viktig at duken strekker seg minst tre meter utover omkretsen av bestanden. Skudd utenfor duken kan kontrolleres ved hjelp av andre metoder som luking eller sprøyting. Det er essensielt å gjennomføre jevnlig kontroll for å fjerne eventuelle skudd og sikre at duken er intakt. Kontrollene bør gjennomføres månedlig eller oftere, spesielt i løpet av det første året med dekking.

Erfaringer fra USA viser at små bestander (under 100 m²) kan bekjempes med 5-6 år med dekking, men større bestander kan kreve dekking i over 8 år. Pågående forsøk har vist at dekking av små bestander (under 10 m²) med tykk, vevd, svart plastduk i tre år førte til ingen nye skudd samme vekstsesong. Forsøket vil følges opp i flere år for å observere om planten gjenopptar skuddproduksjonen.

Det er viktig å være klar over at dekking av store eller mange bestander kan være kostbart på grunn av utgifter til dekkemateriale, installasjon og oppfølging. Derfor kan det være hensiktsmessig å bruke dekking i kombinasjon med andre metoder, for eksempel for å kontrollere gjenvekst etter kjemisk bekjempelse.

Oppgraving og flytting av masser

Oppgraving og flytting av infiserte masser bør kun gjennomføres dersom direkte bekjempelse på vokseplassen er umulig. For å svekke plantene før oppgraving kan det være hensiktsmessig å utføre sprøyting med glyfosat noen uker i forkant.

Dersom det er nødvendig å grave eller fjerne massene, er det to hovedalternativer:

- Håndtering lokalt med dyp nedgraving eller tildekking.

- Deponering i et varig deponi.

I Storbritannia anbefales nedgraving på 5 meters dybde dersom plantematerialet ikke er innkapslet i en ugjennomtrengelig duk. Jordstengler av parkslirekne kan være i dvale i mange år og har evnen til å skyte skudd, derfor bør deponi med parkslirekne avmerkes på kart for å unngå senere graving på stedet.

Dersom massene skal transporteres bort, er det viktig å:

- Dekke massene godt under transporten.
- Fjerne jord og plantedeler fra bil og maskiner før de brukes andre steder.

Levere massene til et godkjent varig deponi/mottak med egne rutiner for håndtering av denne typen spesialavfall.

Massene skal under **ingen omstendigheter** brukes i annen jordproduksjon eller der det skal plantes flerårige vekster.

Overjordisk plantemateriale må ikke være i kontakt med jord eller rennende vann, da det kan slå rot på nytt. Alternativt kan plantematerialet tørkes på en presenning eller brennes på stedet. Hvis det er nok plass på området, kan massene flyttes til et annet område der bekjempelse kan fortsette. Dette reduserer behovet for kostbar deponering av infiserte masser og unngår lang transport av dem til nye områder. Massene kan legges oppå jordoverflaten eller i en åpen sjakt/grøft, der dybden på de infiserte massene bør være ca. 0,5 m (maksimalt 1 m) for å unngå hemming av skuddproduksjon.

Hvis massene legges på jord uten slireknearter, må en rot-membran brukes i bunnen av massene. De infiserte massene legges lagvis slik at de dypeste jordlagene blir liggende nederst og toppjorda blir liggende øverst for å stimulere skuddproduksjon. Forstyrning av massene gjennom graving og raking av jordstengler til overflaten kan stimulere dormante knopper til å produsere skudd. Massene må bli liggende på dette arealet i minst 18 måneder til 2 år, inntil bekjempelse er fullført og jordstenglene er døde. En mer detaljert beskrivelse av metoden finnes i «Managing Japanese knotweed on development sites the knotweed code of practice» (Environment Agency 2013).

Det er viktig å nøye planlegge området og transportruter før arbeidet starter, samt tydelig merke området. Tilgang til området bør begrenses til maskiner som brukes til graving og flytting av de infiserte massene. Transport av infiserte masser bør ikke skje over transportruter brukt av andre maskiner eller over områder med verneverdier. Uinfiserte områder og transportruter kan beskyttes med rotmembran.

Etter mekanisk bekjempelse må utstyr og redskaper alltid rengjøres grundig. Rengjøringen skal gjøres over en presenning eller et hardt underlag som gjør oppsamling av avfallet mulig. Personer som vet hvordan jordstengler av parkslirekne ser ut, bør utføre rengjøringen. Avfallet fra rengjøringen, samt presenninger eller annet materiale brukt i arbeidet, må håndteres som infisert avfall.

Kjemisk bekjempelse

Bladsprøyting

Bladsprøyting bør begrenses så mye som mulig av hensyn til miljøet, spesielt langs vassdrag, men kan være nødvendig for å utrydde parkslirekne fra en lokalitet. Hvis det er behov for sprøyting nær bekker og elvebredder der plantene står tett på vannkanten, må det innhentes dispensasjon fra Mattilsynet for å unngå sprøyting over vann.

August anses som det mest effektive tidspunktet for sprøyting. Aktuelt plantevernmiddel er et preparat med glyfosat som virkestoff. Middelet bør påføres bladene direkte for å begrense spredningen i naturen. Forekomstene må inspiseres igjen året etter behandlingen for å vurdere utviklingen av plantene, og ved behov må punktbehandling gjennomføres på nytt.

Kombinasjonsbehandlinger

Kombinasjonsbehandlinger kan være nødvendig for å håndtere høye planter, da sprøyting kan være utfordrende og øke risikoen for avdrift. For å redusere plantehøyden på sprøytingstidspunktet, kan det utføres en behandling tidligere i sesongen, enten i form av nedkapping eller sprøyting. Gjenveksten bør sprøytes når skuddene er mellom 0,75–1,5 meter høye og har utviklet tilstrekkelig bladareal for effektivt opptak av plantevernmiddelet. Evnen til å produsere nye skudd avtar utover i sesongen, vanligvis fra midten av juni til juli. Det er derfor viktig at den første behandlingen ikke utføres for sent, da det kan føre til begrenset gjenvekst som kan sprøytes på.

Jordarbeiding kan fremkalle flere skudd og kan være et alternativ i kombinasjon med sprøyting. Etter hvert som andre planter etablerer seg på området, kan mer direkte påføringsmetoder enn bladsprøyting vurderes for videre behandling av gjenvekst av parkslirekne.

Vurdering etter naturmangfoldloven §§ 8-12

§ 8 (Kunnskapsgrunnlaget)

«Offentlige beslutninger som berører naturmangfoldet skal så langt det er rimelig bygge på vitenskapelig kunnskap om arters bestandssituasjon, naturtypers utbredelse og økologiske tilstand, samt effekten av påvirkninger. Kravet til kunnskapsgrunnlaget skal stå i et rimelig forhold til sakens karakter og risiko for skade på naturmangfoldet.»

Naturmangfoldrapporten er basert på eksisterende informasjon og feltundersøkelser gjennomført 30. juni 2023. Dette er et bra tidspunkt for å fange opp både naturtyper og vegetasjon, men for tidlig på året for sopp. Værforholdene var gode, og planområdet var lett tilgjengelig og det var gode muligheter for å få en oversikt over naturverdiene på land. Informasjonen om fugl og er basert på registrerte observasjoner på Artsdatabankens Artskart, og det ble ikke gjennomført undersøkelser for denne organismegruppen i forbindelse med denne naturmangfoldrapporten.

Kunnskapen om dyreliv er kun basert på informasjon tilgjengelig i databaser. Generelt må man gå ut ifra at mangel på registrering av artsforekomster ikke nødvendigvis betyr at artene ikke finnes. Det knyttes derfor noe usikkerhet til dette fagområdet.

§ 9 (Føre-var-prinsippet)

«Når det treffes en beslutning uten at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om hvilke virkninger den kan ha for naturmiljøet, skal det tas sikte på å unngå mulig vesentlig skade på naturmangfoldet. Foreligger en risiko for alvorlig eller irreversibel skade på naturmangfoldet, skal ikke mangel på kunnskap brukes som begrunnelse for å utsette eller unnlate å treffe forvaltningstiltak.»

Når det skal treffes en avgjørelse uten at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om hva virkningen er for naturmiljøet, vil føre-var-prinsippet komme til anvendelse. Særlig viktig blir dette dersom det foreligger en risiko for at skaden på naturmangfoldet er alvorlig eller irreversibel.

Informasjon i denne rapporten basert på eksisterende og nylig oppdatert kunnskap. Det vurderes dermed at kunnskapen om naturmangfold innenfor planområdet er tilstrekkelig i denne saken. I tillegg vurderes det å være tilstrekkelig kunnskap om hvilke virkninger tiltaket vil ha på naturmangfoldet. Det er vurdert at det ikke er nødvendig å benytte føre-var prinsippet, at det ikke er behov for ytterligere føre-var hensyn. Kunnskapsgrunnlaget vurderes å stå i rimelig forhold til sakens karakter og risiko for skade på naturmangfoldet.

§ 10 (Økosystemtilnærming og samlet belastning)

«En påvirkning av et økosystem skal vurderes ut fra den samlede belastning som økosystemet er eller

vil bli utsatt for.»

Den planlagte reguleringen av området vil føre til arealbeslag av grøntområder og redusert habitat for arter som hører til og ferdes i området. Tap av slike grøntområder vil ha negative konsekvenser for organismene som har tilhold i planområdet.

Området ved Kokstadflaten nord bærer allerede preg av menneskelig påvirkning og har vært under stort byggepress de siste årene. Planforslaget legger til rette for ytterligere arealbeslag av grøntområder, og den samlede belastningen i området vil øke.

§ 11 (Kostnadene ved miljøforringelse skal bæres av tiltakshavere)

«Tiltakshaveren skal dekke kostnadene ved å hindre eller begrense skade på naturmangfoldet som tiltaket volder, dersom dette ikke er urimelig ut fra tiltakets og skadens karakter.»

I denne rapporten er det lagt fram forslag til avbøtende tiltak for å hindre eller begrense skade på naturmangfoldet. Disse tiltakene er ikke å anse som urimelige ut ifra tiltakets og skadens karakter, og tiltakshaver skal dermed dekke de medførte kostnadene.

§ 12 (Miljøforsvarlige teknikker og driftsmetoder)

«For å unngå eller begrense skader på naturmangfoldet skal det tas utgangspunkt i slike driftsmetoder og slik teknikk og lokalisering som, ut fra en samlet vurdering av tidligere, nåværende og fremtidig bruk av mangfoldet og økonomiske forhold, gir de beste samfunnsmessige resultater.»

Det er viktig at det benyttes miljøforsvarlige teknikker og driftsmetoder når tiltaket gjennomføres. Dette innebærer bl.a. at man nytter driftsmetoder som reduserer spredning av fremmede arter i størst mulig grad, slik som beskrevet tidligere i rapporten.

Referanser

- Artsdatabanken 2018. Fremmedartlista 2018. Hentet 06.07.2023 Link: <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Artsdatabanken 2021. Norsk rødliste for arter 2021. Hentet 06.07.2023 Link: <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021>
- Blanck, C.J. 2023. Omregulering av Birkelandshagen, Bergen kommune. Konsekvensutredning for naturmangfold. Rådgivende Biologer AS, rapport 3830, 33 sider, ISBN 978-82-349-0002-0
- Bruce-White C., M. Shardlow 2011. A review of the impact of artificial light on invertebrates. Buglife – The Invertebrate Conservation Trust, Peterborough
- Elven R, H. Hegre, H. Solstad, O. Pedersen, P.A. Pedersen, P.A. Åsen og V. Vandvik 2018. Reynoutria japonica, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartlista 2018. Artsdatabanken. Hentet 25. juli 2023 fra <https://www.artsdatabanken.no/fab2018/N/1130>
- Environment Agency 2013. Managing Japanese knotweed on development sites the knotweed code of practice. LIT 2695, 72 sider
- FAGUS 2010. Bekjempelse av parkslirekne. Kunnskapsblad fra FAGUS Rådgivning Nr. 09 / 2010 Årgang 7, 6 sider
- Framstad, E., Bevanger, K., Dervo, B., Endrestøl, A., Olsen, S.L. & Pedersen, H.C. 2018a. Faggrunnlag for kartlegging av økologiske funksjonsområder for terrestriske arter. NINA Rapport 1598. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., A. Bryn, W. Dramstad & A. Sverdrup-Thygeson 2018b. Grønn infrastruktur. Landskapsøkologiske sammenhenger for å ta vare på naturmangfoldet. NINA Rapport 1410. Norsk institutt for naturforskning.
- Gaston K.J., J. Bennie, T. Davies, J. Hopkins 2013. The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic approach. Biological Reviews Utg. 88, sider 912–927
- Invasive Species Specialist Group 2014. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species". Global Invasive Species Database. Hentet 24.07.2023 fra http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php
- Kvamme, T., G. Wilhelmsen & S. Gjølshj, Insekter i ved. Skog og landskap brosjyre, 19 sider.
- Longcore, T., & C. Rich 2004. Ecological light pollution. Frontiers in Ecology and the Environment, 2(4): 191-198.
- Mikkelsen, G & A. Søyland 2017. Viltet i Bergen. Kartlegging av viltområder og status for viltartene - Bergen kommune, Bymiljøetaten: 66 s. + vedlegg.
- Miljødirektoratet 2014. Planlegging av grønnstruktur i byer og tettsteder. Veileder M-100. Miljødirektoratet
- Miljødirektoratet 2023. Kartleggingsinstruks 2023: Kartlegging av terrestriske naturtyper etter NiN2. Veileder M-2209, 372 sider
- Misfjord K. & A. Angell-Petersen. Håndtering av løsmasser med fremmede skadelige plantearter og forsvarlig kompostering av planteavfall med fremmede skadelige plantearter. Miljødirektoratet rapport M-982|2018, 59 sider + vedlegg
- NIBIO 2022. Parkslirekne Reynoutria japonica. NIBIO Plantevernleksikonet. Hentet 25.07.2023 fra <https://leksikon.nibio.no/l/oppslag/1627/>