



PROGETTO INTERREG PARCHI VERBANO TICINO

WP 4.4 Analisi della funzionalità ecologica dell'area palustre quale sito di sosta migratoria



A cura di

Alessio Martinoli, Clara Tattoni, Mattia Panzeri, Silvia Giuntini, Alessandra Gagliardi, Adriano Martinoli, Damiano Preatoni (Università degli Studi dell'Insubria)
Nicola Patocchi, Roberto Lardelli (Fondazione Bolle di Magadino)



Sommario

1.	INTRODUZIONE.....	1
1.1.	Aeroecologia e radar.....	1
1.2.	Stopover migratorio, aree umide e livelli idrici	2
1.3.	Radar come strumento per la quantificazione del traffico migratorio.....	4
1.4.	Posizionamento radar BirdScan MR1	6
1.5.	Periodi di rilevamento.....	9
2.	RACCOLTA DATI PREGESSI ED ELABORAZIONI	10
2.1.	Dati inanellamento scientifico avifauna presso Bolla Rossa.....	10
2.2.	Dati livelli idrici Lago Maggiore.....	11
2.3.	Batimetrie Lago Maggiore	11
2.4.	Carta della vegetazione Riserva Bolle di Magadino	11
3.	INDAGINI PRELIMINARI.....	14
3.1.	Stima della superficie allagata con modello 3D e immagini satellitari	14
3.1.1.	Metodi.....	15
3.1.2.	Risultati e discussione	16
4.	INFLUENZA DEI LIVELLI IDRICI DEL LAGO MAGGIORE IN RELAZIONE AL FORAGGIAMENTO ED AL RIPRISTINO DELLE RISORSE ENERGETICHE DURANTE LO STOPOVER DELL'AVIFAUNA MIGRATORIA	24
4.1.	Introduzione.....	24
4.2.	Metodi.....	27
4.2.1.	Aumento peso durante sessioni di foraggiamento diurno in stopover	27
4.2.2.	Deposizione di grasso durante stopover	27
4.3.	Risultati e discussione	28
4.3.1.	Aumento peso durante sessioni di foraggiamento diurno in stopover	28
4.3.2.	Deposizione di grasso durante stopover	33



5. RELAZIONE TRA CATTURE PRESSO LA STAZIONE DI INANELLAMENTO E BIRD MIGRATORY RATE (BTR) REGISTRATO CON IL RADAR BIRDSCAN MR1	39
5.1. Introduzione.....	39
5.2. Metodi.....	40
5.3. Risultati e discussione.....	41
6. RELAZIONE TRA BIRD TRAFFIC RATE (BTR) REGISTRATO CON IL RADAR BIRDSCAN MR1 E LIVELLI IDRICI DEL LAGO MAGGIORE	43
6.1. Introduzione.....	43
6.2. Metodi.....	43
6.3. Risultati e discussione.....	44
7. CONCLUSIONI	49
8. BIBLIOGRAFIA CITATA	52



1. INTRODUZIONE

1.1. Aeroecologia e radar

Nel panorama della ricerca zoologica, l'ecologia del movimento (*movement ecology*, Nathan et al. 2008) è un ambito di ricerca in forte sviluppo nell'ultimo ventennio, tanto da rappresentare ormai un settore indipendente con un proprio – omonimo – journal dedicato (edito da Springer, dal 2013). Un forte impulso alla *movement ecology* è stato dettato dalla crescente disponibilità di tecnologie – in particolare GPS – per il monitoraggio degli spostamenti della fauna su scale spaziali e temporali vaste. All'interno della *movement ecology*, gli studi ornitologici relativi alle migrazioni degli uccelli del Paleartico occidentale rappresentano tuttavia l'eccezione, dato che i primi esempi risalgono al ventennio a cavallo tra XIX e XX secolo, ad opera dello zoologo danese H.C.C. Mortensen (Preuss 2001). Il metodo dell'inanellamento scientifico, iniziato proprio da Mortensen, ha rappresentato infatti per oltre un secolo il principale metodo quali-quantitativo per lo studio delle migrazioni degli uccelli. A partire dalla Seconda Guerra Mondiale si è iniziato a comprendere le potenzialità delle applicazioni radar allo studio delle migrazioni (Harper 1958), soprattutto in relazione alla possibilità di rilevare i flussi migratori notturni e ad alta quota, non monitorabili con il tradizionale metodo dell'inanellamento scientifico. Da quel momento, l'uso dei radar in ambito ornitologico è cresciuto costantemente negli anni, inizialmente sfruttando tecnologie esistenti applicate in altri ambiti come i radar meteorologici (Eastwood 1967), i radar di tracciamento (Cooper et al. 1991), i radar per l'aeronautica (Alerstam 2011) e i radar marini (Hüppop et al. 2006) e successivamente utilizzando dispositivi concepiti ad hoc partendo da radar nautici a corto raggio operanti in banda X, come il BirdScan MR1.

Le applicazioni radar all'ornitologia consentono di poter rispondere alle quattro domande fondamentali della *avian movement ecology*:

1. perché gli uccelli si spostano,
2. come si spostano,
3. dove e quando si spostano
4. quali sono le conseguenze ecologiche delle migrazioni, anche in relazione alle attività antropiche (Nathan et al. 2008).

Le ragioni che spingono gli uccelli a spostarsi si traducono in movimenti di tipologie differenti, come spostamenti nomadici, voli d'inseguimento, fughe, dispersioni, pendolarismi e le migrazioni in senso stretto (diurna e notturna), tutte forme che possono essere studiate in modo efficiente attraverso l'uso dei radar. I radar si sono rivelati strumenti molto efficienti nell'individuare i flussi migratori nel tempo

e nello spazio, anche in relazione a fattori meteorologici che spiegano dove e quando gli uccelli si spostano (Åkesson and Hedenström 2000; Liechti 2006; Schaub et al. 2008) ai possibili effetti del global change sulle migrazioni (Jonzén et al. 2006; Tøttrup et al. 2010). Relativamente all'effetto del rapporto tra migrazioni ed attività antropiche, i radar sono già stati utilizzati con successo nella valutazione degli effetti degli impianti eolici offshore (Desholm and Kahlert 2005) o nella mitigazione del rischio di *birdstrike*, fenomeno stimato costare 1 miliardo di dollari annualmente (Allan 2002) e oltre 500 morti dall'inizio della storia dell'aviazione (Metz et al. 2020). Anche in ambito della *conservation biology* i radar si rivelano uno strumento particolarmente utile nell'individuare aree critiche per lo stopover da tutelare al fine di salvaguardare le *flyways* principali e secondarie (Hüppop et al. 2006), anche in relazione all'ubicazione di manufatti antropici, come i già citati impianti eolici, gli elettrodotti, fonti di illuminazione e altri ostacoli antropici).

1.2. Stopover migratorio, aree umide e livelli idrici

I siti di stopover rappresentano luoghi in cui gli uccelli si fermano per riposare, nutrirsi e cercare rifugio durante i loro voli migratori (Mehlman et al. 2005). In particolare, gli stopover corrispondono a momenti cruciali dell'attività migratoria, in quanto sono fondamentali per acquisire l'energia necessaria a completare la migrazione e - allo stesso tempo - rappresentano periodi di maggiore vulnerabilità per gli uccelli (Wright et al. 2020). Inoltre, la maggior parte delle specie migratrici tende a trascorrere molto più tempo nei siti di stopover che in movimento (Wikelski et al. 2003). L'efficacia dei siti di stopover come habitat di "riposo e recupero" dipende in larga misura dalla loro posizione geografica (Tattoni et al. 2019), dalla disponibilità di microhabitat (Moore and Aborn 2000; Tattoni et al. 2019) e dall'assenza di disturbo (Fornasari and Calvi 2012). Pertanto, la scelta dei siti di sosta durante il percorso è di importanza fondamentale per le specie migratorie (Webb et al. 2010), soprattutto quando gli habitat disponibili e/o la loro qualità possono variare nel tempo: infatti, anche piccole differenze nella vegetazione o nella profondità dell'acqua possono significare differenze nelle opportunità di foraggiamento e nel grado di protezione dai predatori. In altre parole, non sorprende che la maggior parte degli uccelli migratori finisca per utilizzare un'area relativamente piccola dopo aver scelto il sito di sosta (Liu and Swanson 2015; Wright et al. 2020).

Le zone umide sono ampiamente riconosciute come le più importanti aree di sosta lungo le rotte migratorie (Bonter et al. 2009; Overdijk and Navedo 2012; Khani et al. 2015). L'ecologia delle zone umide è determinata principalmente dai livelli e dai regimi idrici. Pertanto, variazioni anche minime della profondità dell'acqua possono alterare la produzione di biomassa di insetti, la disponibilità e la



qualità dei microhabitat e, di conseguenza, il processo di selezione dell'habitat lungo la rotta degli uccelli migratori (Hu et al. 2010; Jiang et al. 2015), causando in ultima analisi - su una scala spaziale e temporale più ampia - alterazioni dei modelli migratori o addirittura cambiamenti delle rotte migratorie. Se gli uccelli sono costretti a fermarsi in aree non idonee, di bassa qualità o sconosciute, sono potenzialmente esposti a rischi elevati che possono incidere sulla conservazione delle popolazioni migratorie (Buler and Moore 2011; Koch and Paton 2014). Ciò è ancora più rilevante se si considera che la maggior parte degli uccelli apprende, socialmente e/o individualmente (Mueller et al. 2013), il proprio comportamento migratorio, che è solo in parte geneticamente determinato ed è in effetti altamente plastico (Sergio et al. 2014; Verhoeven et al. 2022).

Livelli d'acqua elevati nelle aree umide possono ridurre l'estensione di habitat idoneo per i migratori in stopover, sottraendolo alla disponibilità delle attività di foraggiamento (Green et al. 2011). Inoltre, l'aumento delle densità di uccelli foraggiatori in un'area più ristretta potrebbe determinare un aumento della competizione e questi effetti potrebbero ridurre i tassi di ingrassamento. Pertanto, la variazione interannuale dei livelli d'acqua giornalieri e le variazioni stagionali dei livelli d'acqua potrebbero causare una sistematica variazione stagionale o interannuale dei tassi di ingrassamento degli uccelli migratori che utilizzano gli habitat umidi quali siti di stopover. Diversi studi hanno analizzato l'impatto sull'avifauna locale e sullo stopover migratorio dei livelli idrici in bacini dove questi sono regolati artificialmente, perlopiù da dighe (Green et al. 2011; Quinlan and Green 2012; Wagner et al. 2014). Green et al. (2011) hanno misurato il tasso di incremento della massa corporea rispetto alla durata dello stopover mediante modelli regressivi, evidenziando l'assenza di variazione dell'aumento di massa a livello annuale, stagionale o in funzione dei livelli d'acqua dei bacini idrici. Tuttavia, sebbene diversi ricercatori abbiano utilizzato l'incremento di massa giornaliero dei passeriformi migratori per valutare e confrontare la qualità dell'habitat di sosta (ad esempio Dunn and Moore 2000, Dunn 2002), altri studi hanno dimostrato che l'uso di misure "statiche" della condizione corporea (ad es. massa o *fat score*) al momento della cattura per valutare e confrontare la qualità dell'habitat di sosta non fornisce informazioni significative sui tassi di ingrassamento (Guglielmo et al. 2005; Williams et al. 2007; Evans Ogden et al. 2013). L'ingrassamento nei siti di stopover può essere influenzato non solo dalla variazione delle condizioni ambientali, come quelle legate ai livelli idrici, ma anche dal disturbo antropico diretto, come mostrato da Fornasari e Calvi (2012) proprio presso l'area di studio della Riserva Bolle di Magadino, presso la quale si è osservata una perdita di peso degli uccelli in stopover causata dall'attività di sorvolo a bassa quota di piccoli aerei monomotore.



1.3. Radar come strumento per la quantificazione del traffico migratorio

L'utilizzo del radar BirdScan MR1 nell'ambito del progetto INTERREG "Parchi Verbano Ticino" si configura all'interno del contesto sopra descritto. Il radar, prodotto dalla ditta SwissBirdRadar Solutions AG (SBRs, Winterthur, Svizzera), spin-off del Politecnico Federale di Zurigo (ETH) con forti connessioni con la Stazione Ornitologica Svizzera di Sempach (Lucerna, Svizzera), rappresenta uno degli strumenti più performanti disponibili attualmente sul mercato, del quale la SBRs è leader di settore. BirdScan MR1 è un sistema radar compatto per il monitoraggio quantitativo a lungo termine di uccelli, insetti e pipistrelli. Utilizza un fascio conico diretto verticalmente (*Vertical Looking Radar*, VLR, 25 kW pulsato in banda X; Figura 1) e funziona in modalità a impulsi brevi (65 ns, risoluzione del raggio d'azione 7,5 m) entro un'altitudine compresa tra 50 e 1500 m dal livello del suolo (*above ground level*, agl). La portata massima di rilevamento, tuttavia, dipende dalle dimensioni dell'oggetto ed è di circa 800 m agl per i piccoli passeriformi (Figura 2; Schmid et al. 2019). L'antenna rotante è inclinata di 2° rispetto all'asse verticale, dando luogo a un movimento di nutazione che traccia gli oggetti all'interno del fascio radar e consente di ricavare la direzione di volo e la velocità al suolo degli oggetti che volano vicino al centro del fascio radar. Per ogni ora, il radar è stato impostato per 30 min in modalità rotante e 30 min in modalità statica, che consente una miglior classificazione degli echi, ma senza informazioni sulla velocità e sulla direzione di volo. In base alle caratteristiche delle firme degli echi, il BirdScan classifica gli echi come uccelli o non uccelli (insetti o *scatter* non biologico) e classifica ulteriormente gli echi di uccelli in diversi categorie tassonomiche grossolane (Figura 3; Zaugg et al. 2008). Questa configurazione permette di registrare una serie di informazioni per ogni target rilevato:

- registrazione precisa dell'altezza del bersaglio dal suolo;
- pattern di battito delle ali (diverso per uccelli, pipistrelli e insetti), necessario per escludere gli echi di oggetti non biologici;
- classificazione degli echi degli uccelli in gruppi tassonomici sulla base del pattern di battito d'ala;
- conoscenza precisa del volume rilevato, necessaria per stimare il numero di uccelli in volo per volume, cioè per calcolare il flusso di traffico migratorio (*Migratory Traffic Rate*, MTR) per strati di altitudine specifici (uccelli / km orizzontale / ora);
- direzione di volo e velocità;
- forma del target (oblungo vs. sferico)

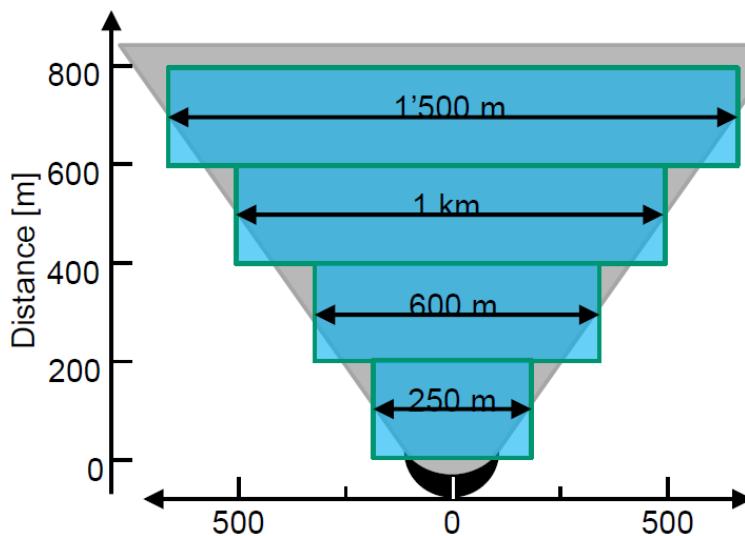


Figura 1 – La detection area del radar BirdScan MR1, di forma conica, aumenta progressivamente di dimensione salendo in quota.

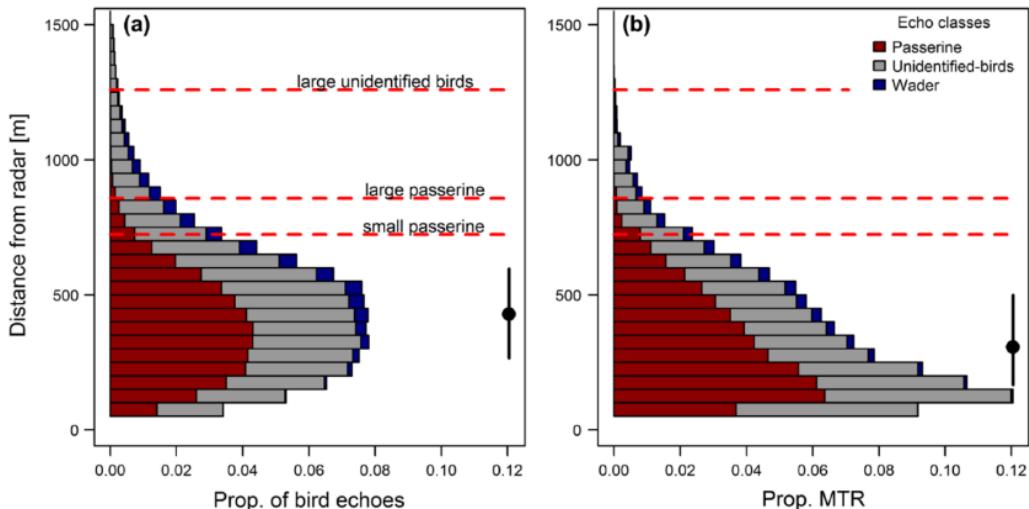


Figura 2 - Distribuzione di (a) echi e (b) MTR rispetto alla distanza. I colori indicano gli echi di diversi tipi: rosso per i “tipo passeriformi”, grigio per gli uccelli non identificati e blu per i “tipo limicoli”. Le linee nere verticali indicano i quantili 0,25 e 0,75, mentre i punti indicano la mediana. Le linee rosse orizzontali indicano le distanze massime di rilevamento per alcune categorie di uccelli (da Schmid et al. 2019)

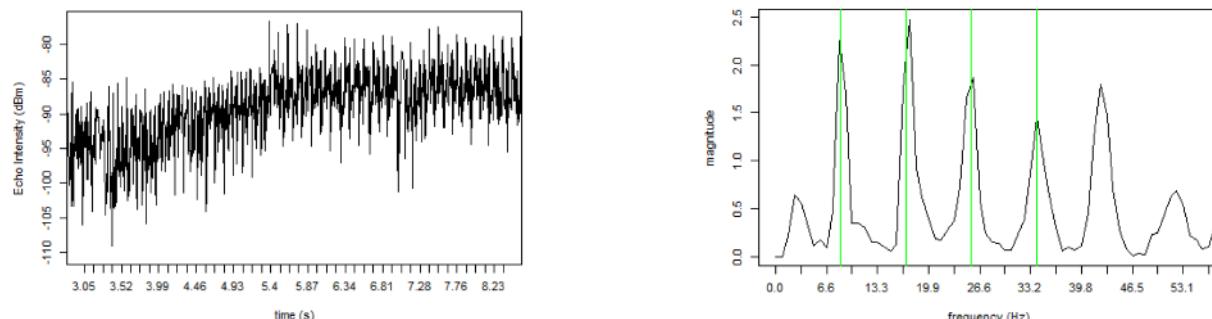


Figura 3 - Esempio di eco di un uccello registrato dal sistema BirdScan MR1 (a sinistra). Il pattern di battito d'ali viene registrato con il segnale e viene automaticamente estratto con i moduli di analisi (a destra), in questo caso un uccello che batte continuamente le ali con 8 battiti al secondo.



1.4. Posizionamento radar BirdScan MR1

Il radar BirdScan MR1 è stato posizionato nei pressi del campus Agroscope di Cadenazzo (Concessione UFCOM 1000453785), centro di competenza della Confederazione per la ricerca agronomica ed aggregato all'Ufficio federale dell'agricoltura (UFAG), a circa 5,5 km dall'area della Bolla Rossa della Riserva, in direzione est, lungo la *flyway* percorsa dai migratori dopo lo stopover presso la Riserva Bolle di Magadino. Il posizionamento del radar è stato frutto di un compromesso tra prossimità all'area target della Riserva, accesso alla rete elettrica, sicurezza dello strumento e non interferenza con le attività dell'aeroporto di Locarno, situato in contiguità con la Riserva. Relativamente a quest'ultimo punto, occorre sottolineare che a seguito di scambi intercorsi con le autorità responsabili della base aerea militare nel 2018, queste ultime hanno scelto di adottare un approccio fortemente prudenziale, non consentendo il posizionamento del BirdScan MR1 ad una distanza inferiore a 1.5 km rispetto al perimetro dell'aeroporto. Essendo tuttavia l'obiettivo della ricerca la quantificazione dello stopover migratorio, l'interno del perimetro della Riserva non avrebbe comunque rappresentato una collocazione idonea, dal momento che il radar non è in grado di rilevare nei primi 50 m sopra lo strumento (*blind zone*) e l'estensione della *detection zone* dello strumento è proporzionale all'altitudine, fino ad una quota di circa 1000 m, oltre la quale tende a decrescere. Entro i 200 m di quota, altitudine entro la quale volano gli uccelli in partenza dallo stopover nei pressi dello stopover stesso, il volume indagato dal raggio del radar ha diametro di soli 250 m, frazione molto limitata rispetto all'ipotetico fronte di partenza dei migratori, di lunghezza 10 volte superiore (la Riserva si estende per quasi 2,5 km).

Tutte le analisi condotte risentono tuttavia di un certo grado di incertezza legata alla distanza – non secondaria – tra l'area target e lo strumento stesso, tale per cui il segnale radar degli uccelli in partenza dallo stopover non è inequivocabilmente distinguibile dal segnale degli uccelli in transito migratorio a quote più elevate. Ciononostante, sulla base di alcuni studi (quale Hedenstrom and Alerstam 1992) che evidenziano un *climb rate* dei passeriformi di circa 0,8-1 m/s, rispetto ad una velocità orizzontale di 11-13 m/s, è ipotizzabile che gli uccelli partiti dallo stopover transitino nella *detection area* del radar ad una quota non superiore ai 500 m sopra lo strumento. Tale valore è stato pertanto identificato come *threshold* in alcune delle analisi condotte sui dati radar.



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

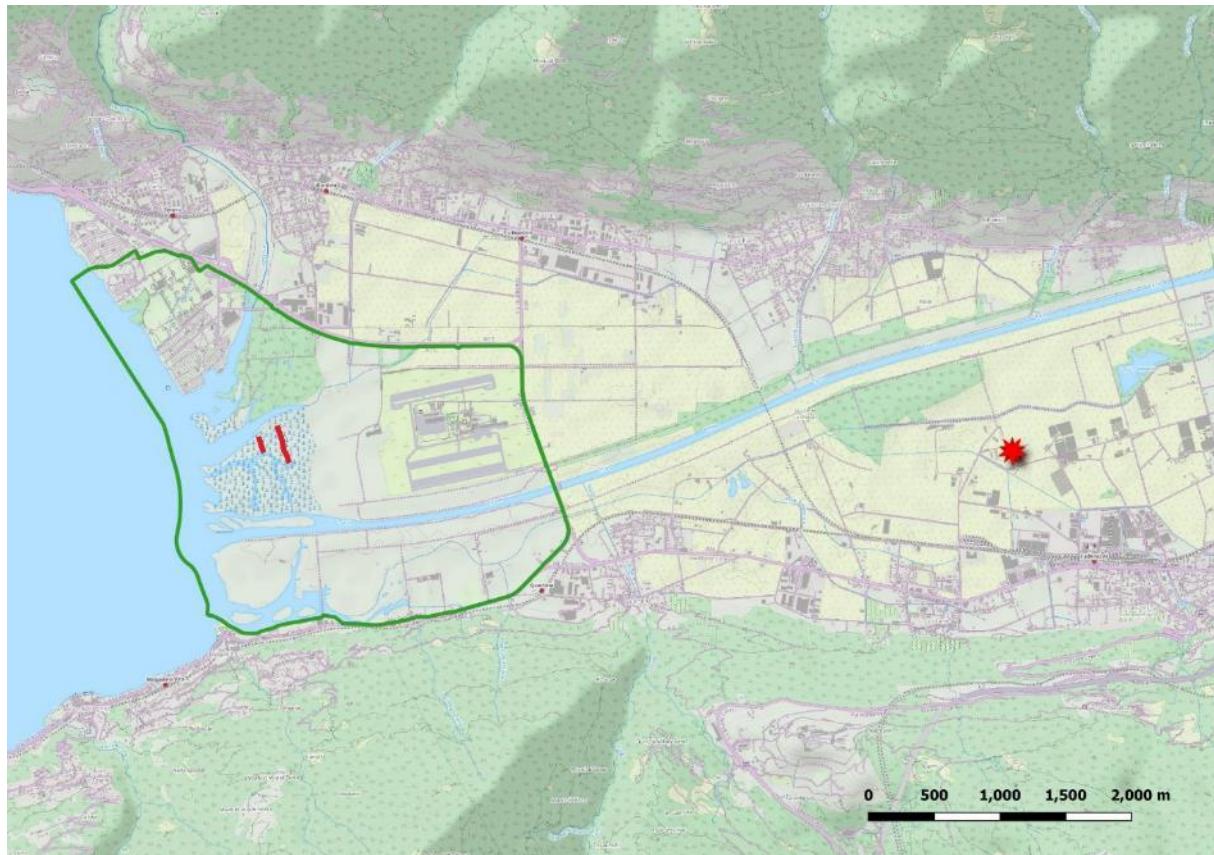


Figura 4 – Ubicazione del radar (stella rossa) presso Agroscope (Cadenazzo) rispetto ai confini della Riserva Bolle di Magadino (in verde) e alle reti di inanellamento presso la Bolla Rossa. Tra Agroscope e la stazione di inanellamento la distanza è di circa 5,5 km



Figura 5 – Posizionamento del radar BirdScan MR1 presso Agroscope.



Figura 6 – Attività di manutenzione e scarico dati periodico del radar BirdScan MR1.



Figura 7 – Interno del radar BirdScan MR1. Dall'alto verso il basso si osservano, rispettivamente, il radome che include l'antenna, il radar, il controller del radar, il server e i dischi fissi per l'archiviazione dei dati. Alla destra del controller del radar è presente una SMS box per il controllo da remoto del radar.



Figura 8 – Come da regolamento, sul radar è stato posizionato l'etichetta secondo le misure ed il template del programma INTERREG ITA-CH

1.5. Periodi di rilevamento

Presso Agroscope, il radar BirdScan MR1 è stato complessivamente attivo per 868 giorni, in diversi periodi, come da Tabella 1. In funzione dell'analisi degli effetti dei livelli idrici sull'efficacia dello stopover migratorio, sono stati considerati di dati relativi a 351 giorni potenzialmente interessati dal passo primaverile (1 marzo – 31 maggio di ogni anno; Tabella 1).

Tabella 1 – Periodo di rilevamento del radar presso Agroscope

DA	A	N GIORNI
02/05/2019	04/06/2019	33
13/10/2019	07/07/2021	633
01/03/2022	19/09/2022	202

Tabella 2 – Periodi di rilevamento considerati ai fini dello studio

DA	A	N GIORNI
02/05/2019	04/06/2019	33
01/03/2020	31/05/2020	92
01/03/2021	31/05/2021	92
01/03/2022	31/05/2022	92



2. RACCOLTA DATI PREGESSI ED ELABORAZIONI

2.1. Dati inanellamento scientifico avifauna presso Bolla Rossa

Presso la Riserva Bolle di Magadino, nell'area della Bolla Rossa, è attiva dal 1994 una stazione di inanellamento a scopo scientifico dell'avifauna, che svolge attività di cattura-marcatura-ricattura (CMR) nel corso del passo primaverile. La Fondazione Bolle di Magadino ha fornito il dataset completo delle catture/ricatture relativo a 5 specie target, corrispondenti a quelle più frequentemente catturate: Pettiroso *Erithacus rubecula* (ERIRUB), Lui piccolo *Phylloscopus collybita* (PHYCOL), Capinera *Sylvia atricapilla* (SYLATR), Cannaiola comune *Acrocephalus scirpaceus* (ACRSCI), Migliarino di palude *Emberiza schoeniclus* (EMBSCH). Ogni specie presenta un'ecologia alimentare e un utilizzo di microhabitat diversi nei siti di sosta. Il Pettiroso si nutre per lo più di invertebrati e di frutta, mangiando al suolo o sui rami bassi degli arbusti nelle aree boschive o negli ecotoni. La Capinera ha un'ecologia alimentare simile, ma mostra meno frequentemente un comportamento di permanenza al suolo e si nutre soprattutto sugli arbusti. Il Lui piccolo si nutre quasi esclusivamente di invertebrati sugli arbusti, ma compiendo frequenti catture di ditteri da posatoio. La Cannaiola è fortemente legata ai canneti, dove si nutre di invertebrati. Il Migliarino di palude, invece, può foraggiarsi sia nei canneti sia nei campi e nelle aree aperte, nutrendosi di invertebrati e semi. In Tabella 3 i periodi cui si riferisce il dataset, che complessivamente conta 15.027 record, ripartiti come da Tabella 4.

Tabella 3 – Periodi cui si riferisce il dataset dell'inanellamento presso la Bolla Rossa

ANNO	DA	A	N GIORNI
2008	09 marzo	28 maggio	80
2009	09 aprile	26 aprile	17
2010	28 marzo	02 maggio	35
2011	23 marzo	02 luglio	101
2017	26 marzo	13 maggio	48
2018	19 marzo	12 maggio	54
2019	18 marzo	27 maggio	70
2021	20 marzo	02 maggio	43
2022	20 marzo	10 maggio	51

Tabella 4 – Numero di record delle 5 specie target del dataset fornito dalla Fondazione Bolle di Magadino

SPECIE	N RECORD
<i>Acrocephalus scirpaceus</i> (ACRSCI)	943
<i>Emberiza schoeniclus</i> (EMBSCH)	1919
<i>Erithacus rubecula</i> (ERIRUB)	6287
<i>Phylloscopus collybita</i> (PHYCOL)	2199
<i>Sylvia atricapilla</i> (SYLATR)	3679
Totale complessivo	15027



2.2. Dati livelli idrici Lago Maggiore

I dati giornalieri relativi al livello dell'acqua del lago e delle precipitazioni sono state scaricate dal portale Agrometeo <https://www.agrometeo.ch>. Il livello del lago utilizzato nelle analisi è quello misurato alla stazione idrologica più vicina (Locarno; <https://www.hydrodaten.admin.ch/it/2022.html>) e misurato in riferimento alle quote assolute svizzere (35,2 cm più basse rispetto alle omologhe italiane). Le precipitazioni sono state misurate presso la stazione meteorologica di Cadenazzo (CH), situata a circa 5 km dalla zona umida. La media giornaliera è stata di 5,2 mm (0-71 mm), con un andamento stagionale: le precipitazioni più abbondanti sono state stagionale: le precipitazioni più abbondanti si sono verificate in autunno/inverno.

2.3. Batimetrie Lago Maggiore

Al fine di calcolare l'area inondata è stato ricostruito un modello digitale del terreno (*Digital Terrain Model* DTM) che comprendesse la batimetria del lago (dimensione della cella 0,5 m). Il DTM è stato sviluppato unendo il DEM EU-DEM 25 m (versione 1.1, 2017, disponibile o <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dati/copernicus-land-monitoring-service-eu-dem>) con misure altimetriche puntuali locali effettuate nell'area di Magadino.

2.4. Carta della vegetazione Riserva Bolle di Magadino

La Fondazione Bolle di Magadino ha fornito una carta della vegetazione dell'area protetta derivata da rilievi di campo, aggiornata all'anno 2021 riportante oltre 130 tipologie vegetazionali di dettaglio. Per utilizzare questi dati nei modelli è stato necessario aggregare le tipologie originali classi in un numero minore di categorie, per un totale di 10, concordate con la fondazione stessa, secondo lo schema riportato in

Tabella 5. La copertura maggiormente presente nell'area di studio risultano essere i prati e l'acqua del lago e dei torrenti. L'area urbanizzata è inferiore al 5%, come mostrato in Tabella 6.

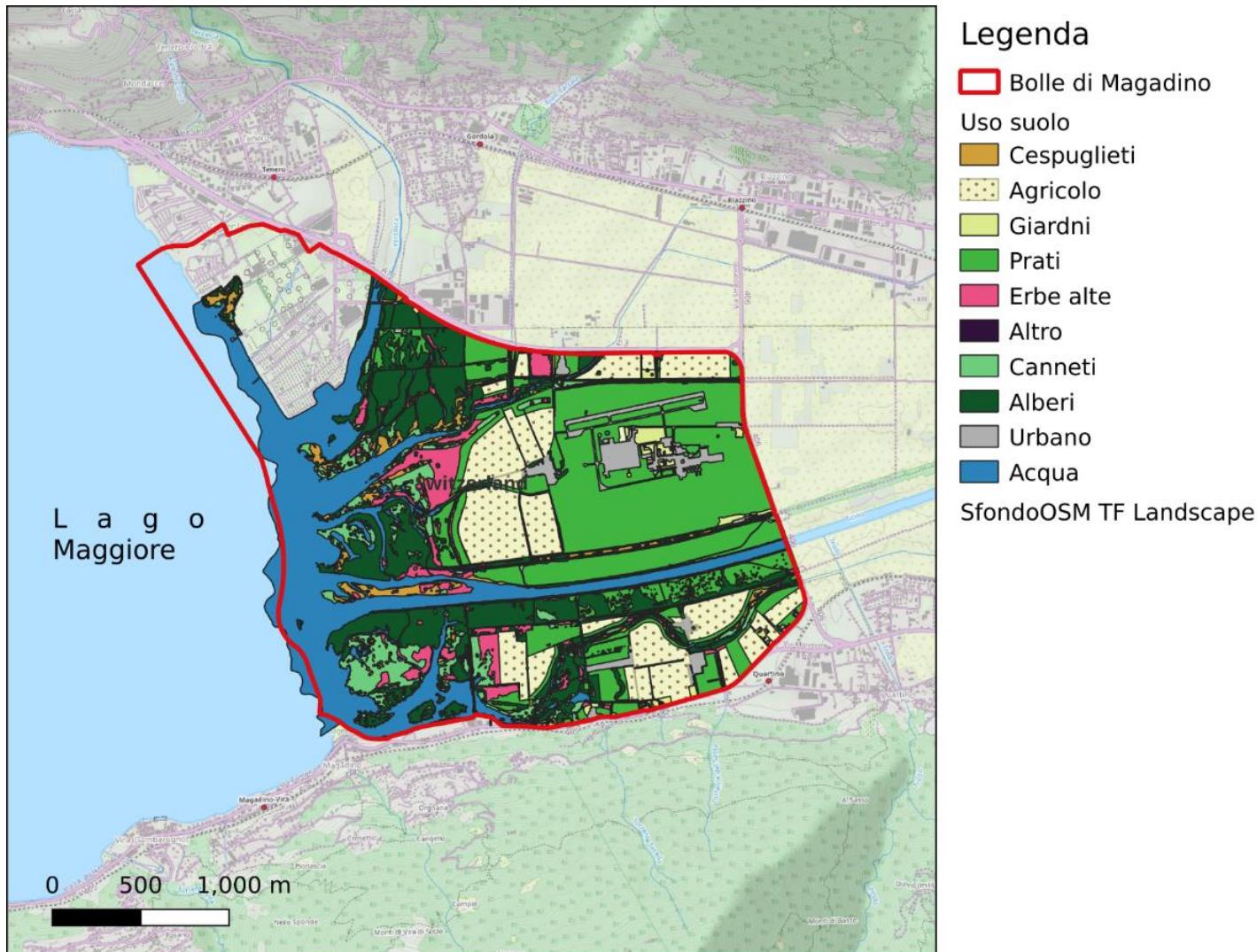


Figura 9 – Mappa delle tipologie di LULC (Land Use / Land Cover) della Riserva Bolle di Magadino, riclassificata secondo quanto previsto dall'



Tabella 5 – Matrice di riclassificazione della carta della vegetazione della Riserva Bolle di Magadino da 173 a 10 categorie

CATEGORIA ORIGINALE	DESCRIZIONE	N. SOTTO CATEGORIE	NUOVA CLASSE
A	<i>Ambienti acquatici</i>	10	Acqua
T	<i>Ambienti terrestri privi di vegetazione</i>	6	Altro
F	<i>Vegetazione fluitante</i>	3	Acqua
L	<i>Unità a vegetazione erbacea dominante</i>	8	Prati
Cp	<i>Unità con Phragmites communis dominante</i>	21	Canneti
Cx	<i>Unità con con Carex spp. dominanti</i>	7	Erbe alte
AE	<i>Altre unità ad alte erbe</i>	19	Erbe alte
P	<i>Unità con formazioni erbacee prative (struttura bassa)</i>	12	Prati
R	<i>Roveti e facies invasi da liane</i>	3	Cespuglieti
C	<i>Unità con veg. a str. arbustiva cespugliosa</i>	12	Cespuglieti
AL	<i>Unità con veg. a str. arborea</i>	38	Alberi
U	<i>Ambienti antropizzati</i>	20	Urbano
UA	<i>Ambienti agricoli</i>	8	Agricolo
UG	<i>Verde urbano</i>	3	Giardini
MA	<i>Vegetazione fluitante</i>	3	Acqua

Tabella 6 – Estensione e proporzione rispetto al totale della Riserva delle 10 tipologie LULC

CLASSE	AREA (HA)	%
Prati	158.1	26.8
Acqua	127.8	21.7
Alberi	105.0	17.8
Agricolo	81.1	13.8
Canneti	34.4	5.8
Erbe alte	30.2	5.1
Urbano	27.1	4.6
Cespuglieti	20.3	3.4
Giardini	5.8	1.0
Altro	0.1	0.0
Totale	589.9	100.0

3. INDAGINI PRELIMINARI

3.1. Stima della superficie allagata con modello 3D e immagini satellitari

Le variazioni del livello dell'acqua del lago Maggiore, anche se di lieve entità, sono sufficienti a provocare l'allagamento o il prosciugamento di ampie porzioni di territorio circostante nell'area delle Bolle di Magadino, a causa della pendenza molto limitata e delle caratteristiche del bacino (Inderwildi and Salvetti 2020). L'alterazione artificiale delle dinamiche delle zone umide durante il periodo migratorio quale fenomeno influenzante l'utilizzo di queste aree per lo stopover migratorio necessita la stima della tipologia e dell'estensione dell'habitat inondato in relazione al livello del lago. Per valutare l'area interessata dall'innalzamento e abbassamento delle acque del lago sono stati utilizzati due metodi diversi:

1. **Simulazione con modello 3D:** con questo approccio si è calcolata l'area allagata o meno attraverso una simulazione con tecniche GIS, utilizzando come input il livello dell'acqua, la topografia e la batimetria dell'area. Il vantaggio di questo metodo è la possibilità di calcolare l'habitat inondato su base giornaliera, fino alla granulometria oraria, laddove i dati siano disponibili. I limiti sono costituiti dal tempo di calcolo, che può essere molto lungo se l'intervallo temporale diminuisce e dall'eccessiva semplificazione delle dinamiche idrologiche in un bacino complesso come quello del Lago Maggiore.
2. **Estrazione da immagini satellitari:** con questo metodo si calcola l'area interessata dall'acqua in base ad un'immagine acquisita con il satellite. Il vantaggio è l'osservazione del risultato di tutte le dinamiche idrologiche in atto in un preciso momento; il limite è costituito dal fatto che le immagini sono disponibili solo al passaggio del satellite.

Per questo caso di studio si è scelto di utilizzare le immagini provenienti dalla missione Sentinel-1 dell'ESA (*European Space Agency*) disponibili gratuitamente all'interno dell'iniziativa Copernicus (ESA 2021). I due satelliti del programma Sentinel-1 hanno lo scopo di registrare di registrare informazioni sulle risorse idriche attraverso un radar ad apertura sintetica (SAR), che non è influenzato dalla copertura nuvolosa (Ovakoglu et al. 2021). Questo tipo di immagini fornisce una serie temporale dell'habitat allagato, risultante dall'interazione tra il livello dell'acqua, le condizioni meteorologiche e il tipo di vegetazione. Le immagini SAR non sono tuttavia disponibili su base giornaliera, dato che il tempo di rivisitazione dei satelliti può variare da 2 a 7 giorni. Sono disponibili diversi strumenti basati sul *cloud computing*, come ad esempio come Google Earth Engine (Gomes et al. 2020) per



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

utilizzare e analizzare queste immagini con tempi di calcolo ridotti. Al fine di poter scegliere il dato di allagamento migliore da utilizzare nei modelli di flusso di migrazione abbiamo provveduto a calcolare l'area allagata per tre periodi di tempo campione sia utilizzando la simulazione basata sul livello del lago e la cuvetta 3D sia utilizzando le immagini di Sentinel-1. I periodi individuati per questa indagine preliminare sono stati scelti in base alla disponibilità dei dati BTR (*Bird Traffic Rate*) ottenuti mediante il radar BirdScan MR1 (vedi paragrafo 1.3) e riportati in Tabella 7. Infine si sono confrontati i risultati ottenuti sia in termini correlazione temporale (CCF) che di superficie allagate.

Tabella 7 – Periodi di indagine per il confronto tra metodologie per la stima dell'allagamento della Riserva Bolle di Magadino

PERIODO	DA	A
P1	01/05/2019	20/06/2019
P2	01/10/2019	20/02/2020
P3	01/02/2021	20/07/2021

3.1.1. Metodi

La procedura di calcolo è stata automatizzata tramite uno *script* che utilizza il modulo di GRASS *r.lake* ed esegue il calcolo per tutti i livelli d'acqua all'interno dell'intervallo osservato, con un incremento di 0,01 m ad ogni passo successivo (GRASS Development Team 2022; Tattoni et al. 2022). Le aree inondate così calcolate sono state poi sovrapposte con la mappa della vegetazione semplificata per stimare l'estensione della vegetazione sommersa per ogni livello del lago. La correlazione tra le serie così ottenute e quelle derivate dal satellite è stata analizzata con la funzione di cross-correlazione (CCF) al fine di spiegare la variazione delle serie nel tempo utilizzando R, in particolare i pacchetti R *lubridate* e *TSstudio*.

Per applicare questo metodo sono stati realizzati degli *script* per automatizzare l'analisi delle immagini satellitari utilizzando la piattaforma Google Earth Engine (GEE) (Gorelick et al., 2017). La procedura utilizzata per estrarre le immagini Sentinel-1 per i tre intervalli di tempo di interesse è disponibile a questo link: <https://code.earthengine.google.com/e9ac2208f79bc8049afb7d057a09d254>

GEE è una piattaforma *cloud open source* per l'analisi geospaziale su scala planetaria sviluppata da Google (Gorelick et al. 2017) che permette di utilizzare un ampio catalogo di immagini satellitari senza l'onere di scaricare localmente l'intera serie di scene (Tattoni et al. 2019; Stromann et al. 2020). Il calcolo è stato implementato con l'approccio descritto da Gorelick et al., 2017, usando l'algoritmo *Edge Otsu* con correzione del terreno (Markert et al. 2020). La soglia è stata calcolata per la nostra area di studio e per ciascuno dei tre intervalli di tempo, adattando il codice fornito da Open Geo Blog (2021). Le aree inondate sono state poi sovrapposte con la mappa dell'uso del suolo per stimare l'estensione della vegetazione sommersa.

3.1.2. Risultati e discussione

Durante il periodo considerato in questa analisi preliminare, il livello del lago è oscillato tra 192,3 e 194,9 m s.l.m., con un minimo durante i mesi di aprile e maggio 2022, causati dalle estreme condizioni di siccità che hanno caratterizzato l'annata meteorologica, nonostante tale periodo corrisponde a quello di massima altezza dell'acqua del lago, in media oltre i 194 m in questi mesi. L'area allagata simulata calcolata in base al livello e alla cuvettta varia da 74,54 a 251,3 ha ($154,41 \pm 39,82$ ha). Le mappe dell'area inondata per ogni livello sono state sovrapposte alla stessa mappa della vegetazione, ottenendo la quantità di habitat sommersa per ogni livello dell'acqua (Figura 11 e Figura 12). Il livello del lago di 194,8 m risulta un punto di soglia al di sopra del quale le categorie di alberi, canneti, cespuglieti ed erbe alte iniziano ad allagarsi più rapidamente rispetto a livelli più bassi di questo valore (Figura 10, Tabella 8). La categoria altro comprende le spiagge e le aree senza vegetazione sulle rive ed è infatti la prima ad essere coperta dalle acque quando il livello del lago di alza. Le aree urbanizzate e coltivate all'interno dell'area protetta sono meno interessate dall'innalzamento del lago in quanto anche a livello molto alti la percentuale allagata risulta inferiore al 10%.

Durante il periodo considerato, le Bolle di Magadino sono state visitate dai satelliti Sentinel-1 in media ogni 1,6 giorni, con un massimo di 6 giorni tra un passaggio e l'altro (6 volte) e una mediana di 1 giorno. Per stimare le aree inondate è stata utilizzata una collezione di 236 immagini complessivamente per i tre periodi di tempo. L'area coperta d'acqua, secondo S1, è variata tra 81,45 e 171,17 ha ($108,07 \pm 19,7$ ha). Parte della superficie è una zona umida permanente, quindi mai completamente asciutta. Lo script GEE ha utilizzato la mappa della vegetazione riclassificata per calcolare l'estensione dell'habitat inondato. Ciascuna delle 10 classi di uso del suolo è stata interessata in modo diverso dall'inondazione: in corrispondenza dei massimi livelli idrici, le praterie ad erbe alte e i prati pascoli risultano completamente inondati, le coltivazioni risultano sommerse per il 26% della loro estensione, mentre le aree urbane e le infrastrutture risultano coinvolte per meno dell'1% della loro superficie dall'acqua. Questo tipo di dato e di algoritmo sono in grado di evidenziare anche i terreni saturi di acqua piovana, indipendentemente dal livello del lago.

Entrambi i metodi hanno mostrato un andamento temporale simile (Figura 14), tuttavia l'estensione dell'area allagata stimata con GRASS è stata generalmente maggiore di quella ottenuta con le immagini satellitari e una distribuzione spaziale diversa. Le differenze nel tipo e nell'estensione dell'habitat allagato sono state prese in considerazione e sono stati eseguiti test T multipli raggruppando i dati per habitat. La superficie totale allagata è risultata significativamente diversa ($p<0,05$) tra i due metodi per tutti i tipi di habitat. L'effetto della pioggia, mostrato da Sentinel-1, è stato probabilmente più evidente negli habitat situati a una certa distanza dalla riva del lago, come i terreni coltivati e le praterie, che

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

sono stati meno influenzati dal livello dell'acqua del lago. La vegetazione in prossimità del lago, come i canneti, sono più soggetti alla variazione del livello dell'acqua indipendentemente dalle piogge.

Considerando le stagioni dell'anno anziché i tre periodi singolarmente, si è osservata una stagionalità nella correlazione tra l'habitat allagato calcolato con i due metodi. La correlazione temporale tra le aree inondate ottenute con il modello 3D e con Sentinel-1 è risultata significativa per l'inverno, i periodi P2 e P3, ma non per i periodi primaverili P1 e P3 (Figura 14). Le linee tratteggiate in blu della Figura 15 mostrano l'intervallo di significatività e le barre che attraversano queste linee hanno un significato statistico: una maggiore correlazione si è verificata con *lag* più recenti (0-3 giorni) e si è attenuata nel tempo, a indicare la correlazione temporale delle due serie.

In inverno, quando la gestione dei livelli idrici è volta alla massimizzazione dell'immagazzinamento dell'acqua per l'irrigazione primaverile, i due metodi mostrano risultati comparabili. In primavera, invece, quando l'acqua viene utilizzata per l'irrigazione, le aree inondate calcolate dal modello 3D e dalle immagini satellitari hanno andamenti temporali opposti. Questo è particolarmente evidente nella primavera (periodo P3), l'area totale inondata ottenuta con le immagini SAR è risultata maggiore di quella calcolata dalle simulazioni 3D. Questo effetto è probabilmente dovuto alla sensibilità del SAR alla quantità di acqua piovana trattenuta da alcuni habitat.

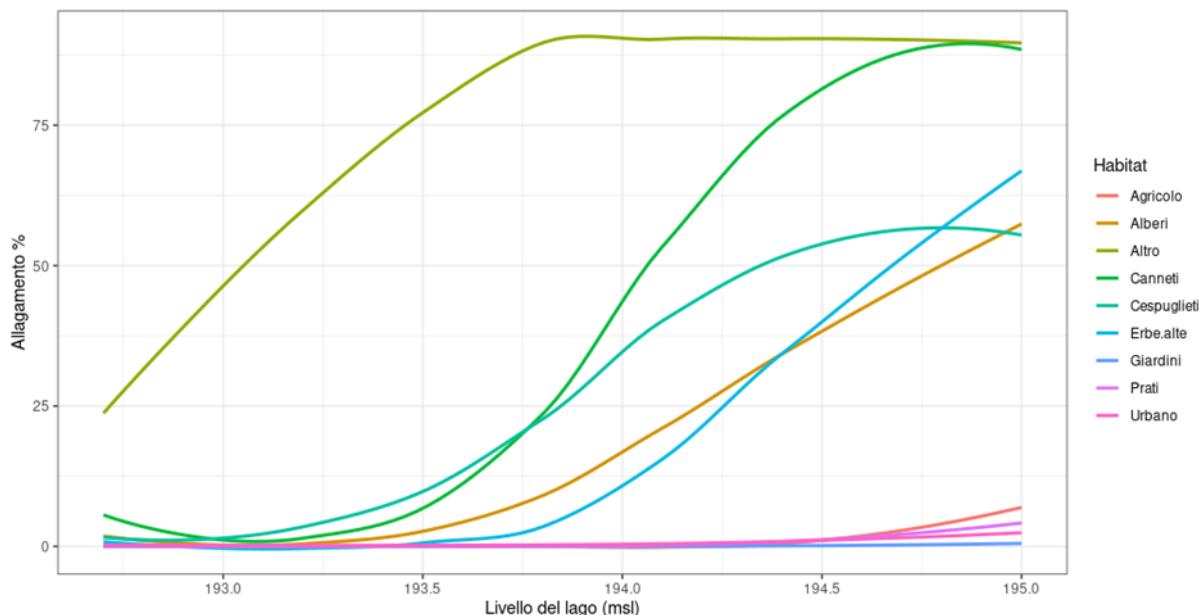


Figura 10 - Percentuale allagata dei diversi tipi di habitat secondo la carta della vegetazione semplificata al crescere del livello del lago, ottenuta con la modellazione 3D



Tabella 8 - Percentuale allagata per ogni categoria di uso del suolo al crescere del livello del lago. Questi dati sono stati calcolati con un passo di 1 centimetro ma per semplificare la lettura i risultati sono riportati in tabella ogni 10 cm

LIV. LAGO	ALBERI	CANNETI	CESPUGL.	ERBE ALTE	PRATI	AGRICOLA	GIARDINI	URBANO	ALTRO
192.7	0.76	2.42	0.84	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	21.68
192.8	0.82	2.67	0.93	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	34.30
192.9	0.91	2.89	1.03	0.13	0.00	0.00	0.00	0.18	43.70
193.0	1.00	3.62	1.70	0.26	0.00	0.00	0.00	0.18	48.88
193.1	1.22	4.28	2.32	0.40	0.00	0.00	0.00	0.18	50.00
193.2	1.65	5.03	5.99	0.70	0.01	0.00	0.00	0.19	50.00
193.3	1.95	5.81	7.49	1.04	0.01	0.00	0.00	0.19	50.47
193.4	2.51	6.50	9.14	1.10	0.01	0.00	0.00	0.19	82.05
193.5	3.14	6.98	10.59	1.19	0.01	0.00	0.00	0.20	83.63
193.6	3.72	7.49	12.14	1.29	0.02	0.00	0.00	0.22	85.25
193.7	4.76	10.96	13.20	1.38	0.02	0.00	0.00	0.23	86.92
193.8	6.38	16.27	13.85	1.67	0.03	0.00	0.00	0.25	88.70
193.9	13.00	37.46	33.20	7.16	0.12	0.00	0.00	0.32	90.00
194.0	16.48	42.47	37.71	9.82	0.18	0.00	0.00	0.35	90.00
194.1	22.56	55.30	42.70	14.44	0.23	0.01	0.04	0.50	90.00
194.2	26.84	65.64	46.44	18.84	0.30	0.01	0.06	0.55	90.00
194.3	29.96	71.58	48.86	24.01	0.42	0.01	0.08	0.80	90.00
194.4	34.86	80.93	51.95	40.76	1.05	0.18	0.10	0.89	90.00
194.5	38.16	83.39	53.16	46.11	1.28	0.62	0.13	0.99	90.00
194.6	42.72	85.24	53.97	49.89	1.55	1.39	0.18	1.27	90.00
194.7	47.52	86.75	55.10	53.94	1.84	2.44	0.22	1.56	90.00
194.8	50.11	87.58	55.67	56.20	2.15	3.60	0.28	1.75	90.00
194.9	53.15	88.72	56.57	60.96	3.80	5.45	0.34	2.13	90.00
195.0	57.18	89.73	57.08	63.93	4.35	7.56	0.66	2.45	90.00



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago



Figura 11 - Superficie allagata calcolata dalle simulazioni 3D corrispondente ad un livello del lago basso, ovvero di 192,5 m s.l.m. Come sfondo la foto aerea fornita da Microsoft® Bing™ Maps Platform



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago



Figura 12 - Superficie allagata dalle simulazioni 3D corrispondente ad un livello del lago tra i più elevati, ovvero di 194,9 m s.l.m. Come sfondo la foto aerea fornita da Microsoft® Bing™ Maps Platform



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago



Figura 13 - Esempio di area allagata derivata dall'immagine satellitare Sentinel 1 per il giorno 19/04/2022. Questo tipo di dato e di algoritmo sono in grado di evidenziare anche i terreni saturi di acqua piovana, nell'esempio i campi arati, in quel periodo probabilmente ancora senza vegetazione o con vegetazione bassa, risultano come area allagata dopo le precipitazioni

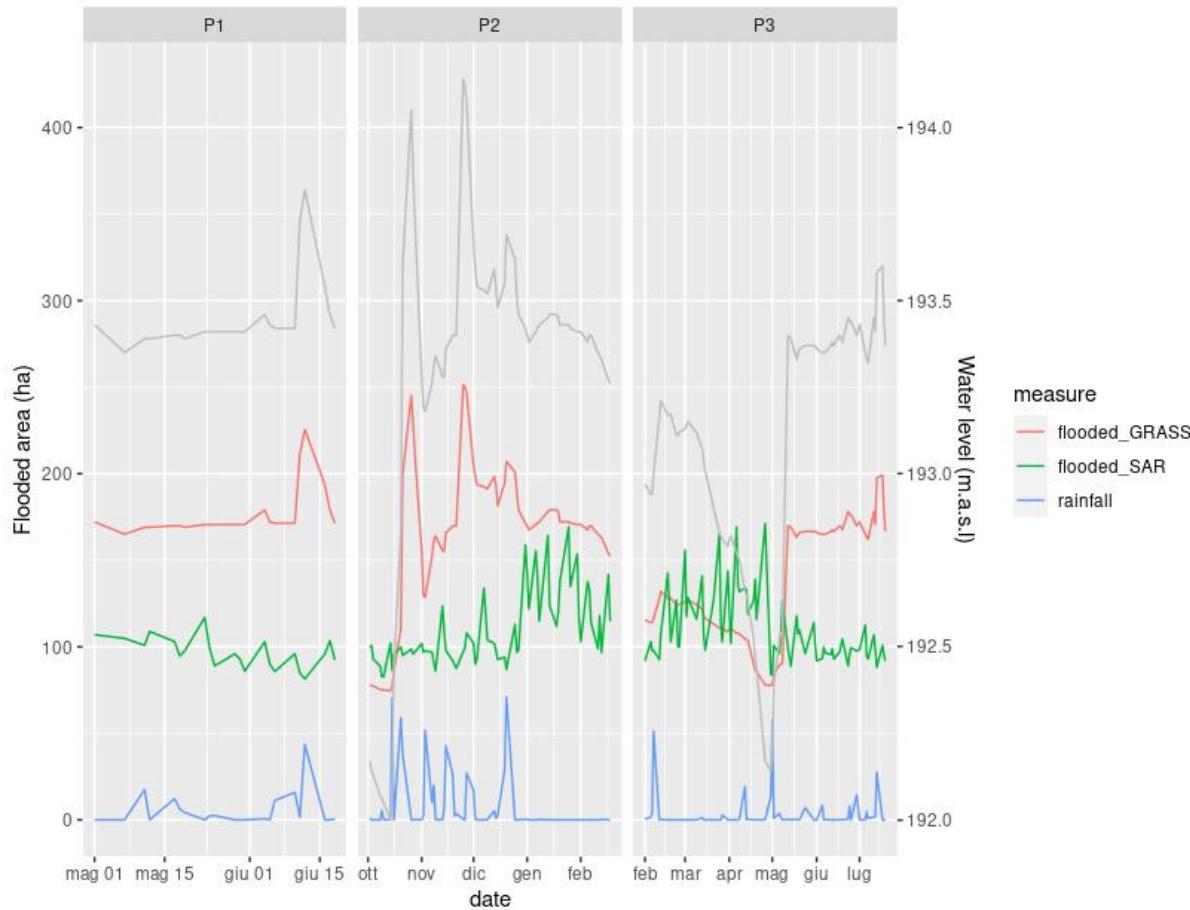


Figura 14 - Andamento temporale dell'area totale allagata calcolata con i due metodi: modello 3D e derivata immagini Sentinel 1 (SAR) durante i tre periodi di monitoraggio considerati. L'asse delle ascisse di sinistra riporta gli ettari di area inondata e i mm di pioggia, la linea grigia indica il livello dell'acqua del lago riportato sull'asse y di destra

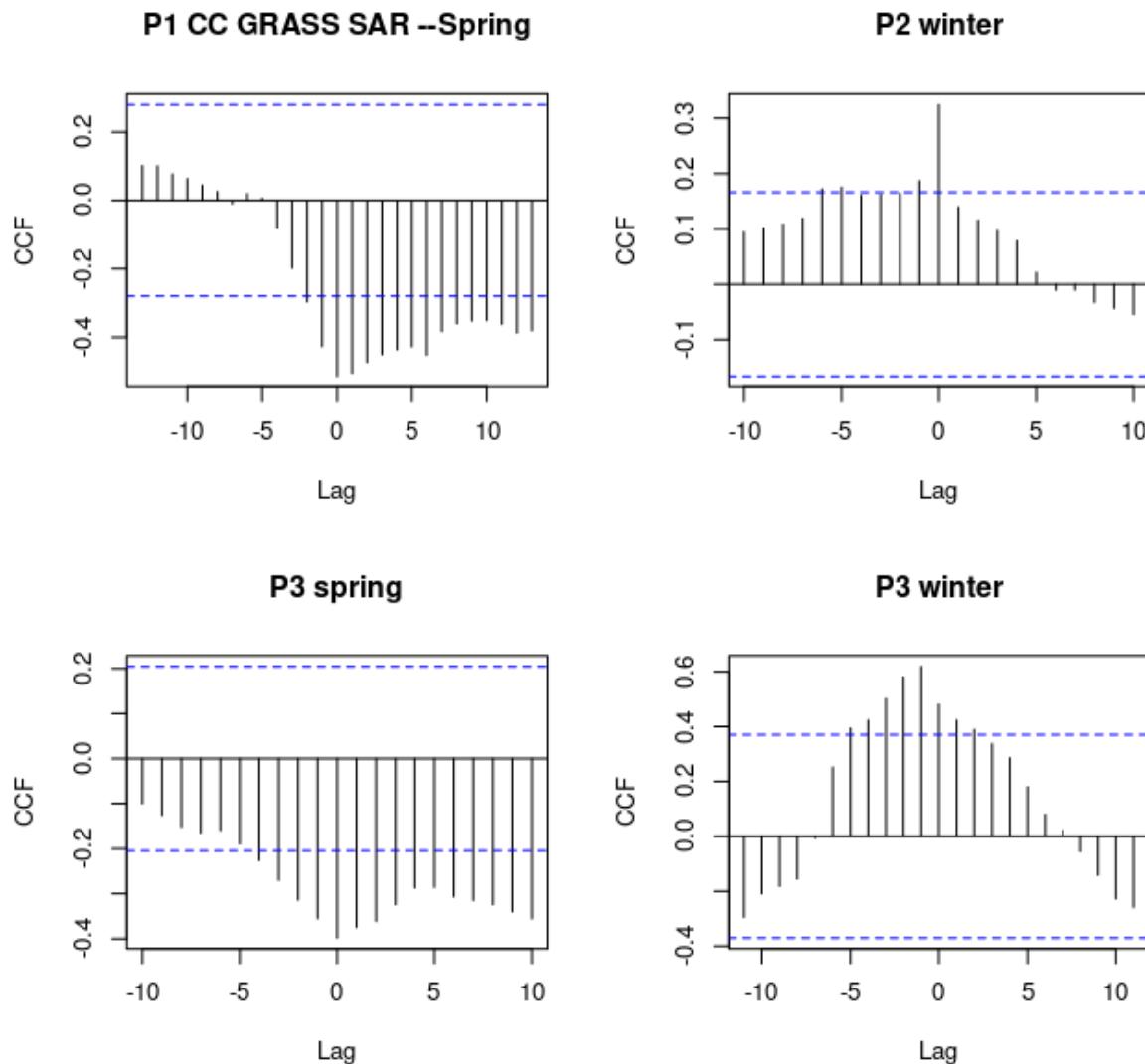


Figura 15 - Variazione stagionale della funzione di correlazione (CCF) tra le aree inondate calcolate con il modello 3D e dal livello dell'acqua del lago e con Sentinel-1 (SAR), i lag sono espressi in giorni.espressi in giorni. Le linee blu tratteggiate sono riferite a un intervallo di significatività, le barre che attraversano queste linee sono statisticamente significative



4. INFLUENZA DEI LIVELLI IDRICI DEL LAGO MAGGIORE IN RELAZIONE AL FORAGGIAMENTO ED AL RIPRISTINO DELLE RISORSE ENERGETICHE DURANTE LO STOPOVER DELL'AVIFAUNA MIGRATORIA

4.1. Introduzione

La deposizione di grasso (“fuel”) nei siti di stopover è una componente di particolarmente interesse nel campo della teoria dell’“optimal migration” (Alerstam 2011). La base per le previsioni sulle regole di deposizione di grasso negli uccelli è la cosiddetta curva di autonomia, cioè la funzione decrescente dell’autonomia di volo in relazione al carico di carburante (Alerstam and Lindström 1990). Gli stopover sono pertanto fasi di riposo e di rifornimento fondamentali per ripristinare le riserve di grasso necessarie per giungere ai siti di nidificazione (svernamento). Poiché il tasso di accumulo di energia (rifornimento) durante la sosta è più lento del tasso di dispendio di energia durante i voli migratori (Alerstam and Lindström 1990; Hedenström and Alerstam 1997; Alerstam 2011), solo una piccola parte del tempo e dell’energia è destinata ai voli migratori (Hedenstrom and Alerstam 1995; Wikelski et al. 2003; Schmaljohann et al. 2012).

Secondo quanto riassunto da Alerstam (2011) esistono almeno quattro possibili regole principali di deposizione di grasso (Figura 16), che influenzano la durata dello stopover:

1. la “regola della minimizzazione del tempo” (Alerstam and Lindström 1990): gli uccelli ripartono dallo stopover in modo indipendente dal carico di grasso per minimizzare la durata della migrazione, sulla base della distanza complessiva da percorrere (senza adattarsi ai tassi locali di deposizione);
2. la “regola dell’aggiornamento globale per la minimizzazione del tempo” (Houston 1998): gli uccelli modulano la durata dello stopover in base alla qualità degli habitat di stopover, accorciandola in caso di aumento dei tassi locali di deposizione);
3. la “regola della durata costante della sosta” (Erni et al. 2002): gli uccelli rimangono nello stopover per una durata costante, indipendente dalla lunghezza del volo complessivo o del tasso di deposizione locale;
4. la “regola del carico di grasso costante” (Alerstam and Lindström 1990; Erni et al. 2002): la durata dello stopover è esclusivamente funzione del carico di grasso (corrispondente ad un *range* di volo tra stopover fisso), che punta a minimizzare il costo dell’energia di trasporto.

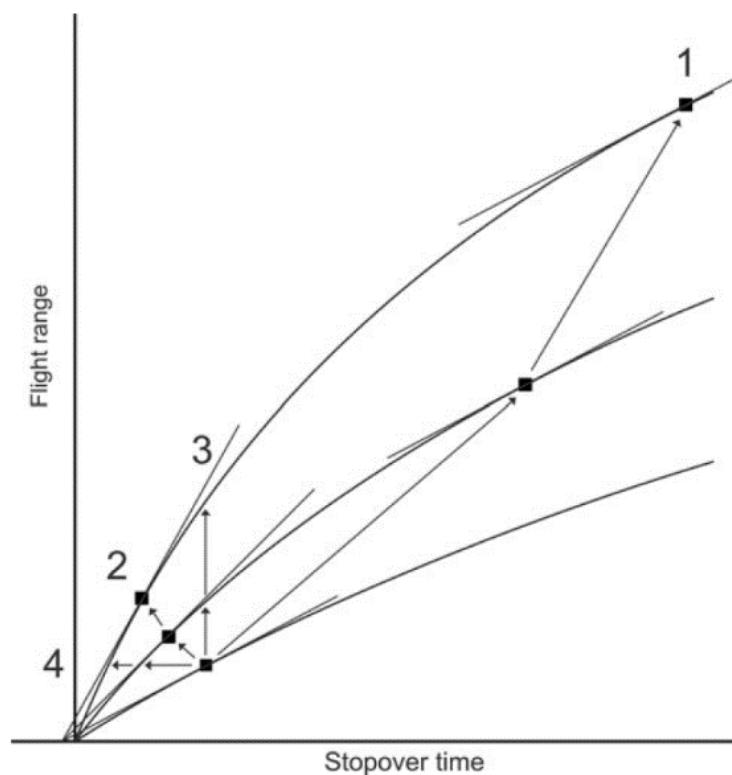


Figura 16 - Previsioni delle risposte degli uccelli all'aumento del tasso di deposito di grasso in un sito di sosta secondo le quattro diverse regole secondo Alerstam (2011). Quando si verificano condizioni che consentono un aumento del tasso di deposito di grasso, si prevede che gli uccelli partano alla stessa velocità marginale di migrazione secondo la "regola di minimizzazione del tempo" (1), al nuovo optima locale secondo la "regola dell'aggiornamento globale" (2), dopo lo stesso tempo di sosta secondo la "regola del tempo di sosta costante" (3) e con lo stesso carico di carburante secondo la "regola del carico di grasso costante" (4) (da Alerstam, 2011).

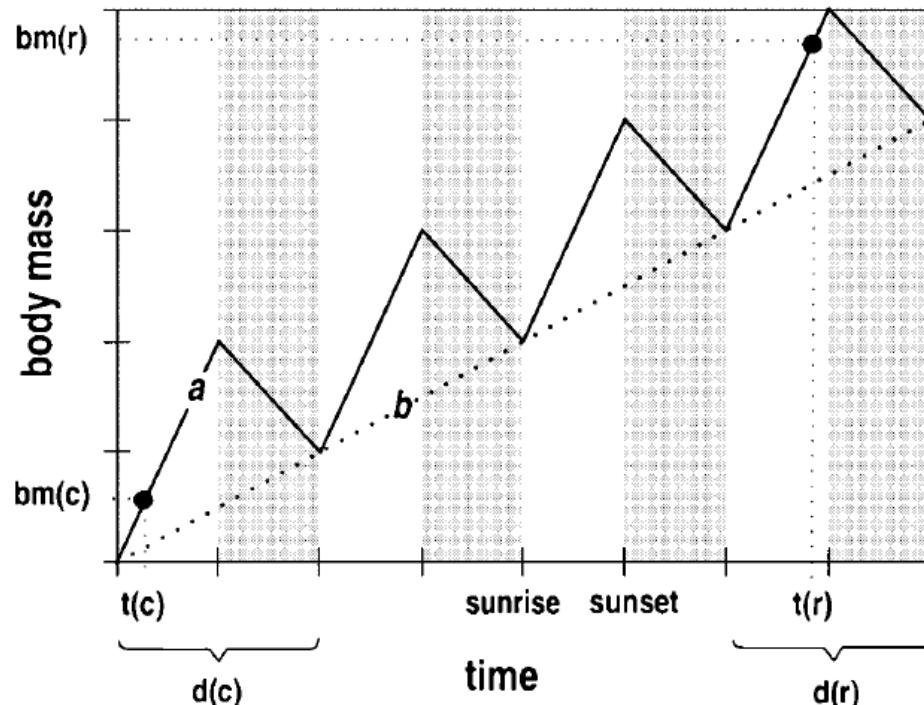


Figura 17 – Modello di crescita della massa corporea di un uccello durante lo stopover. $t(c)$, cattura; $t(r)$, ricattura; $bm(c)$, massa corporea alla cattura; $bm(r)$, massa corporea alla ricattura; $d(c)$, giorno della cattura; $d(r)$, giorno della ricattura; a, aumento di peso nelle ore diurne; b, modello di deposizione di grasso. In bianco, periodo diurno; in grigio, periodo notturno (da Schaub and Jenni 2000)

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

I 4 modelli sono stati testati su 2 delle 5 specie target, nello specifico sul Pettiroso (Dänhardt and Lindström 2001) e sulla Cannaiola comune (Bayly 2006), evidenziando una strategia 4 per il primo e 2 (o 3) per la seconda. La strategia 2 è emersa anche per la Sterpazzola, congenerica della Capinera, sebbene con fenologia migratoria differente (lungo raggio VS corto raggio; Fransson 1998).

Per i migratori transahariani, come la Cannaiola, prevale quindi l'esigenza di raggiungere prima possibile le aree di nidificazione per garantirsi i territori migliori, calcolando accuratamente il *trade-off* tra minimizzazione dei tempi e possibilità di ripristinare il grasso necessario ad alimentare il viaggio. Per il Pettiroso, migratore a corto raggio e specie generalista sotto il profilo della valenza ecologica, risulta meno rilevante la competizione temporale per l'occupazione dei siti di nidificazione. Pertanto, secondo il modello “4” di *optimal migration*, la specie mira a minimizzare il costo dell'energia di trasporto del grasso, fermandosi potenzialmente in tutti i siti utili lungo il percorso per ridurre al minimo i costi di trasporto dei carichi di grasso. Tuttavia, in una migrazione *time-constrained*, i tassi di deposizione del grasso nei diversi siti di stopover, in combinazione con le distanze tra di essi, determinano quali siti devono essere utilizzati e quali devono essere “saltati” in una strategia ottimale. Per un uccello che deposita grasso a velocità costante, la sua velocità marginale (istantanea) di migrazione diminuirà gradualmente con l'aumentare del carico di carburante e della portata potenziale di volo, a causa dei costi aggiuntivi di trasporto dei carichi di carburante sempre più pesanti. Ciò significa che la velocità marginale di migrazione sarà proporzionale al tasso di deposizione di grasso (al netto della lunghezza complessiva del viaggio). La strategia ottimale per la minimizzazione del tempo sarà quella di mantenere la velocità marginale di migrazione più alta possibile in modo costante, utilizzando solo i siti in cui questa velocità marginale può essere migliorata rispetto alla velocità del sito di partenza. Pertanto, ad eccezione della strategia 3, l'efficacia di un sito di stopover nel consentire una rapida deposizione di grasso influenza in modo determinante la durata complessiva della migrazione.

Il modello di deposizione del grasso e del conseguente aumento di peso degli uccelli nello stopover segue lo schema illustrato in Figura 17, che prevede fasi di aumento di massa durante il giorno (per l'attività trofica) e riduzione della stessa durante la notte causata dal metabolismo basale. Un'efficace deposizione di grasso avviene solo se l'aumento di massa diurno è superiore alla riduzione notturna. L'efficacia del deposito giornaliero di grasso può comunque essere limitata da fattori di disturbo esterno, come dimostrato dal già citato studio di Fornasari e Calvi (2012), il quale, relativamente al Pettiroso, evidenzia la possibile riduzione dell'effettiva funzionalità trofica della Riserva Bolle di Magadino causata dal sorvolo di aerei monomotori a bassa quota sopra, i quali inducono un'interruzione dell'attività di alimentazione, specialmente a inizio giornata.

In questa parte dello studio è stato analizzato il dataset CMR fornito dalla Fondazione Bolle di Magadino per valutare

1. se gli uccelli in stopover trovino risorse alimentari nel corso della giornata presso l'area target;
2. se gli uccelli in stopover riescano a depositare grasso nel corso dello stopover nell'area target;
3. se queste due caratteristiche siano dipendenti dai livelli idrici del Lago Maggiore.

4.2. Metodi

4.2.1. Aumento peso durante sessioni di foraggiamento diurno in stopover

Per ciascuna specie target sono stati messi a confronto i valori di massa (peso, in g) degli uccelli catturati nei primi 3 giri di controllo per ciascuna giornata di attività della stazione – assunti come *proxy* per il peso degli individui “a stomaco vuoto”, all’alba –, rispetto a quelli degli ultimi 3 giri di controllo della giornata, al termine della sessione di foraggiamento giornaliera, per valutare l’effettiva capacità degli uccelli in stopover nel trovare risorse trofiche.

In particolare, è stata effettuata una *weighted* ANOVA, utilizzando la corda massima (biometria standard misurata nel corso delle operazioni CMR, corrispondente alla lunghezza dell’ala appiattita e raddrizzata dalla giuntura dell’ala – il “polso” – fino alla punta della primaria più lunga) come *weight*, quale indicatore della dimensione corporea intrinseca degli uccelli, indipendente dalla deposizione di grasso, che potrebbe influenzare l’analisi. La scelta di utilizzare la massa rispetto al *fat score* (valutazione visuale delle riserve di grasso sottocutanee secondo una scala da 0 a 8) deriva dall’esigenza di minimizzare il *bias* dovuto all’osservatore.

Per ciascuna specie target, l’effetto dei livelli idrici del Lago Maggiore sulla capacità di trovare risorse trofiche è stato valutato mediante un GLM (*Generalised Linear Model*) tra l’altezza del lago, come da misura giornaliera del idrometro di Locarno, e il peso degli individui catturati nel tardo pomeriggio negli ultimi 3 giri di controllo. Anche in questo caso è stata inserita la corda massima come *weight*. Per le regressioni con effetto significativo ($p < 0.05$), si è inoltre proceduto con l’analisi dei *changepoint*, al fine di valutare l’esistenza di una possibile “soglia” oltre la quale si osserva una riduzione del peso.

4.2.2. Deposizione di grasso durante stopover

È stato inoltre valutato l’ingrassamento degli individui ricatturati almeno una volta nella stessa stagione, per capire l’efficacia complessiva dello stopover nel consentire la deposizione di grasso. Per ciascuna specie, si è testata la differenza di peso tra l’ultima cattura e la prima cattura con un *paired t test* (correzione di Bonferroni). Gli individui per i quali l’intervallo di tempo tra la prima e l’ultima cattura superava i 6 giorni sono stati considerati uccelli residenti e/o localmente nidificanti e pertanto esclusi dall’analisi (Goymann et al. 2010; Packmor et al. 2020) La differenza di peso è stata inoltre messa in relazione al numero di giorni tra prima e ultima cattura (max 6 gg) tramite un GLM per ciascuna specie, al fine di valutare se il modello di aumento di massa proposto da Schaub e Jenni (2000)

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

ed illustrato in Figura 17 sia coerente con quanto osservato presso la Riserva Bolle di Magadino. Analogamente, il *t test* (non *paired*) è stato effettuato relativamente agli anni di inanellamento, per valutare l'esistenza di stagioni meno idonee sotto il profilo del recupero delle riserve energetiche. A causa del *sample size* ridotto di individui ricatturati almeno una volta nell'arco di 6 gg (complessivamente 586), si è optato per non valutare l'effetto anno*specie (Tabella 9). L'ingrassamento durante lo stopover (sempre calcolato come differenza di peso tra ultima e prima cattura) è stato infine messo in relazione anche in questo caso al livello medio del Lago Maggiore durante lo stopover di ogni individuo mediante un GLM.

Tabella 9 – Numero di record di cattura e ricattura per specie e per anno

ANNO	ACRSCI	EMBSCH	ERIRUB	PHYCOL	SYLATR	tot
2008	10	71	35	23	10	149
2009	0	4	4	2	19	29
2010	1	9	25	18	30	83
2011	13	16	26	3	23	81
2017	13	2	8	2	5	30
2018	9	4	41	30	7	91
2019	3	3	37	8	4	55
2021	0	0	22	2	9	33
2022	4	0	22	1	8	35
tot	53	109	220	89	115	586

4.3. Risultati e discussione

4.3.1. Aumento peso durante sessioni di foraggiamento diurno in stopover

Tutte 5 le specie target risultano significativamente più pesanti nel tardo pomeriggio rispetto alla mattina, evidenziando come gli uccelli trovino risorse trofiche durante le sessioni di foraggiamento durante lo stopover presso l'area della Riserva Bolle di Magadino (Figura 18 e Tabella 10). Al tramonto gli individui risultano comparibilmente più pesanti rispetto al mattino in Cannaiola (+7%), Migliarino di palude (+8,2%), Pettirosso (+6,9%) e Lù piccolo (+10,3%), mentre più limitato risulta l'aumento di peso della Capinera, pari all'1,7% (Tabella 10). I risultati del GLM mostrano come per due specie, Capinera e Migliarino di palude, ci sia un effetto negativo dell'altezza dei livelli idrici del Lago Maggiore rispetto alla capacità di foraggiare nel corso della giornata, misurata come massa degli individui catturati nel corso degli ultimi 3 giri di controllo delle reti, che risulta negativamente correlata all'altezza del lago (da Figura 19 a Figura 23). Per queste specie, l'analisi dei *changepoint* evidenzia un valore soglia oltre il quale la pendenza della retta di regressione diventa significativamente negativa,

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

rispettivamente a $193,12 \pm 0,52$ m per la Capinera e $192,88 \pm 0,06$ m per il Migliarino di palude (Figura 24, Figura 25).

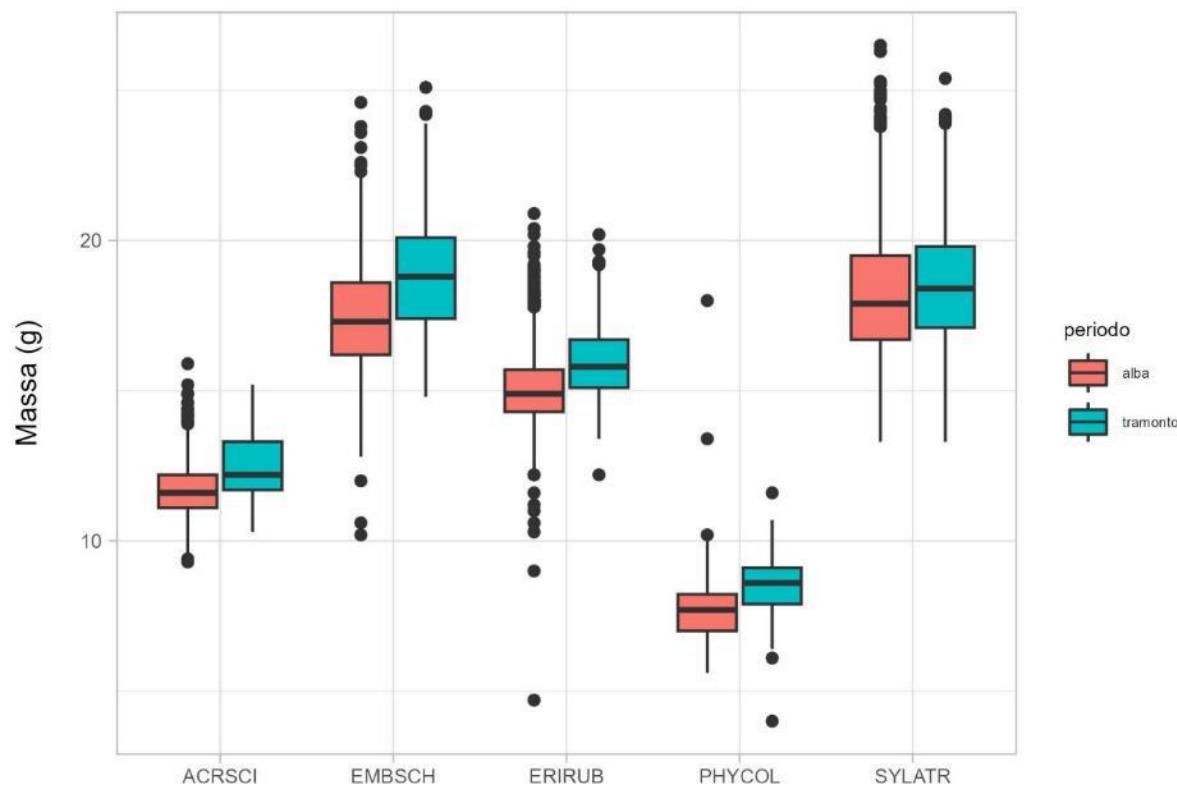


Figura 18 – Confronto tra il peso degli individui catturati nel corso dei primi 3 giri di controllo delle reti al mattino (alba), corrispondente ad individui a stomaco vuoto, e quello degli ultimi 3 giri di controllo alla sera (tramonto), al termine della sessione di foraggiamento diurno

Tabella 10 – Risultati della weighted ANOVA del peso degli individui catturati al tramonto rispetto a quelli catturati all'alba

		STIMA (g)	STD. ERR.	T VALUE	PR(> T)
ACRSCI	(Intercept)	11.745	0.046	257.477	
	tramonto VS alba	0.828	0.127	6.519	<0.001 ***
EMBSCH	(Intercept)	17.485	0.067	259.958	
	tramonto VS alba	1.427	0.111	12.801	<0.001 ***
ERIRUB	(Intercept)	14.959	0.019	781.167	
	tramonto VS alba	1.030	0.070	14.742	<0.001 ***
PHYCOL	(Intercept)	7.688	0.040	194.244	
	tramonto VS alba	0.791	0.060	13.144	<0.001 ***
SYLATR	(Intercept)	18.359	0.060	305.101	
	tramonto VS alba	0.306	0.131	2.329	0.020 *

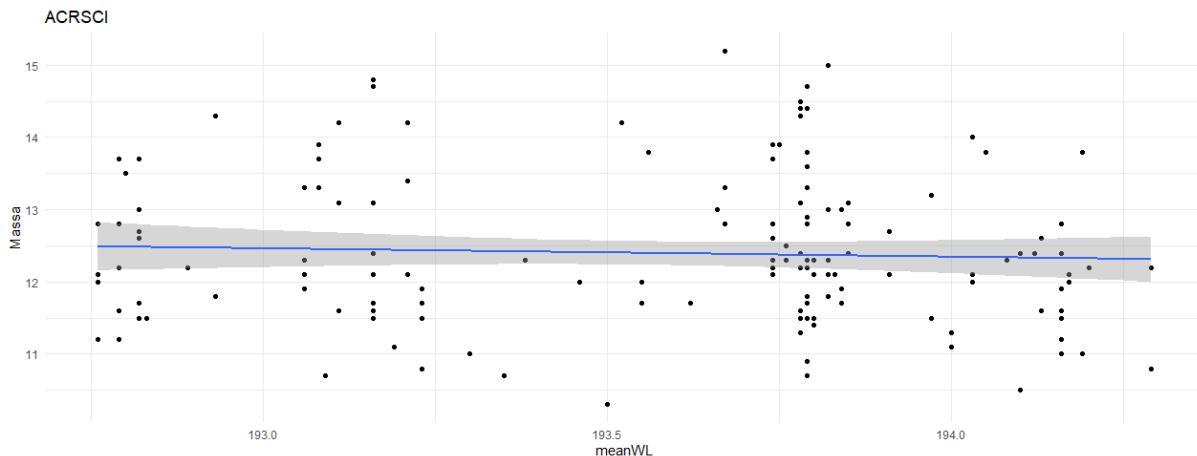
WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago


Figura 19 – Peso al tramonto della Cannaiola comune rispetto al livello medio giornaliero del Lago Maggiore. In blu la retta di regressione GLM (+ CI)

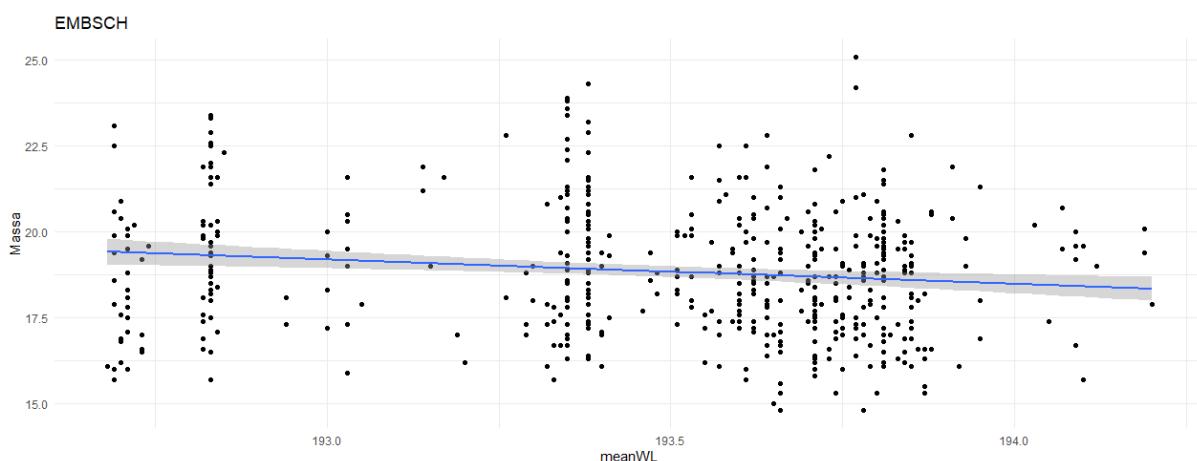


Figura 20 - Peso al tramonto del Migliarino di palude rispetto al livello medio giornaliero del Lago Maggiore. In blu la retta di regressione GLM (+ CI)

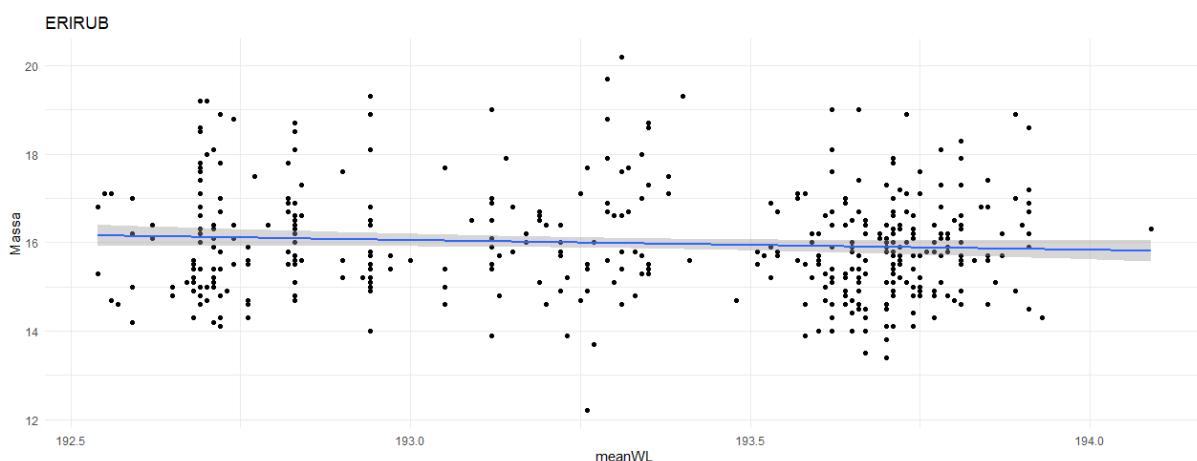


Figura 21 - Peso al tramonto del Pettiroso rispetto al livello medio giornaliero del Lago Maggiore. In blu la retta di regressione GLM (+ CI)

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

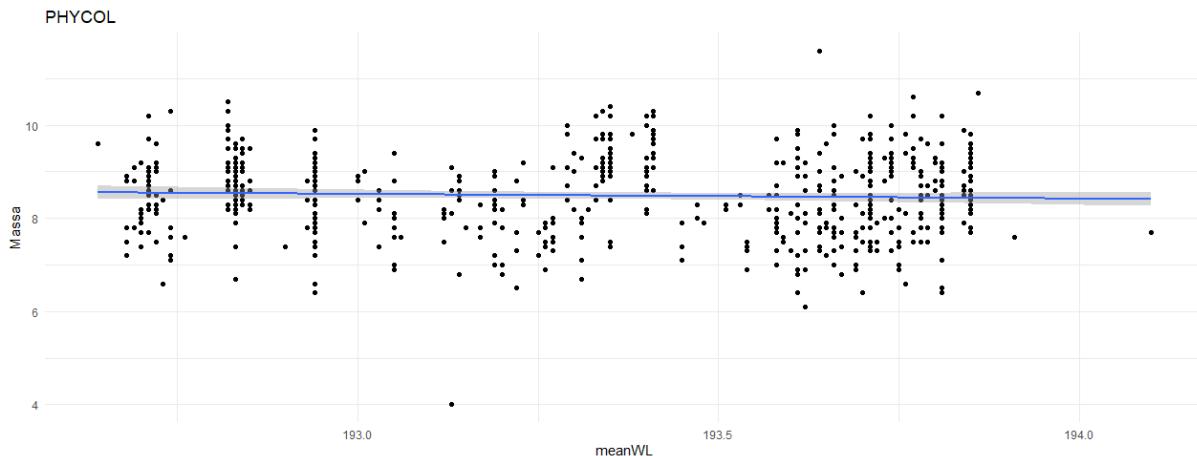


Figura 22 - Peso al tramonto del Lui piccolo rispetto al livello medio giornaliero del Lago Maggiore. In blu la retta di regressione GLM (+ CI)

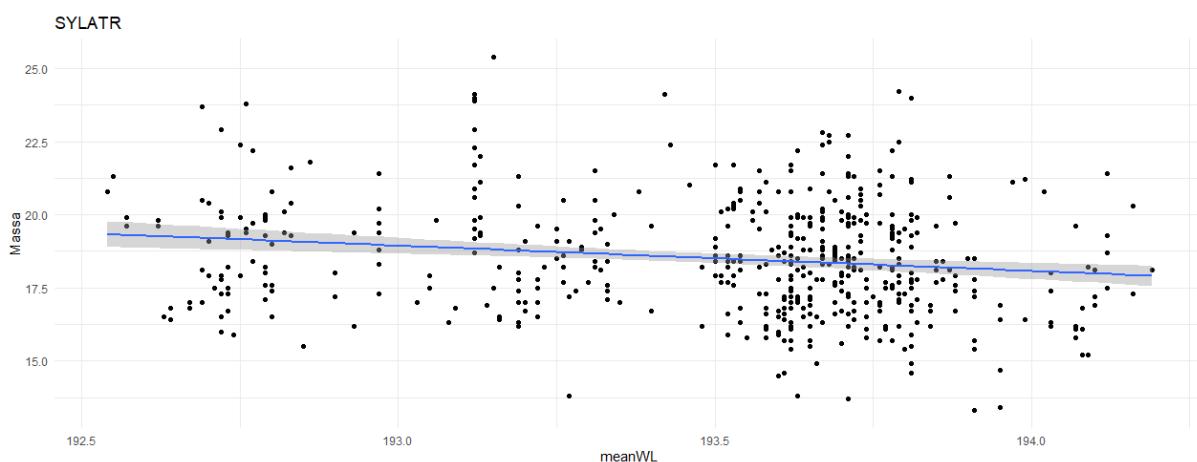


Figura 23 - Peso al tramonto della Capinera rispetto al livello medio giornaliero del Lago Maggiore. In blu la retta di regressione GLM (+ CI)

Tabella 11 - Risultati del GLM relativo all'influenza dei livelli idrici del Lago Maggiore sul peso degli individui delle 5 specie target catturati al tramonto (ultimi 3 giri di controllo delle reti)

		STIMA (g)	STD. ERR.	T VALUE	PR(> T)
ACRSCI	(Intercept)	59.753	44.289	1.349	
	meanWL	-0.244	0.229	-1.067	0.289
EMBSCH	(Intercept)	205.285	56.936	3.606	
	meanWL	-0.963	0.294	-3.274	0.001 **
ERIRUB	(Intercept)	41.194	31.950	1.289	
	meanWL	-0.131	0.165	-0.790	0.430
PHYCOL	(Intercept)	-0.984	23.734	-0.041	
	meanWL	0.049	0.123	0.397	0.692
SYLATR	(Intercept)	258.860	50.820	5.094	
	meanWL	-1.241	0.263	-4.726	<0.001 ***

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

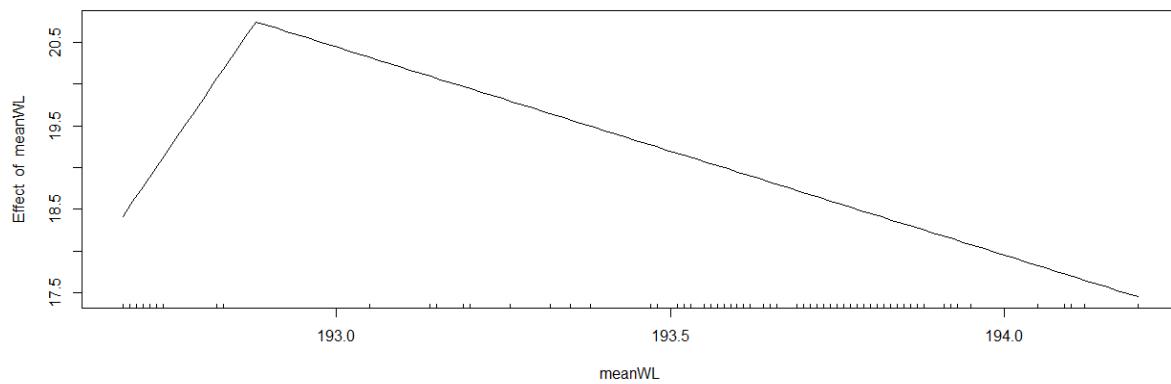


Figura 24 – Segmented regression del peso al tramonto del Migliarino di palude rispetto al livello medio giornaliero del Lago Maggiore, in cui si osserva il changepoint a 192,88 m s.l.m

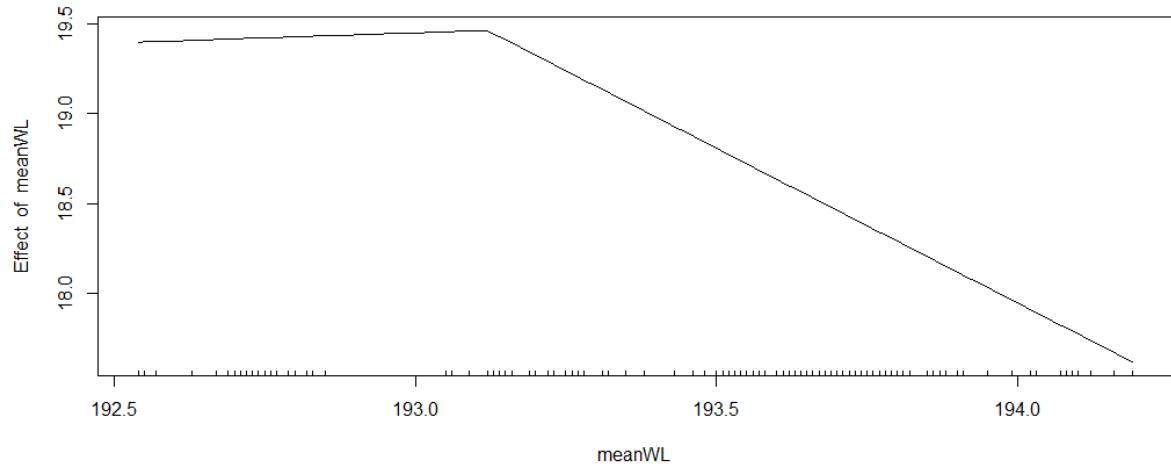


Figura 25 - Segmented regression del peso al tramonto della Capinera rispetto al livello medio giornaliero del Lago Maggiore, in cui si osserva il changepoint a 193,12 m

4.3.2. Deposizione di grasso durante stopover

Nonostante la variazione di peso all'interno della giornata risulti significativa per tutte le specie (paragrafo 4.3.1), l'analisi delle ricatture nel corso dello stopover evidenzia un'assenza di deposizione di grasso. Infatti, il *paired t test* evidenzia che tutte le specie mostrano valori di massa significativamente inferiori nell'ultima ricattura rispetto alla prima, ad eccezione della Cannaiola, per la quale la differenza media, pur negativa, non è significativa (Figura 26, Tabella 12). Il decremento medio tra la prima cattura e l'ultima è del 3,9% nella Capinera, 3,5% nel Migliarino di palude, 2,5% nel Luì piccolo, 1,4% nel Pettirosso e 0,2% nella Cannaiola. La riduzione di peso (in %, senza distinzione per specie) viene osservata peraltro in tutti gli anni, sebbene questi risultati statisticamente significativa in 4 anni su 10 analizzati (2008, 2009, 2010 e 2021) (Figura 27, Tabella 13). Come specificato nel paragrafo 4.2.2, il *sample size* limitato (Tabella 9) non ha consentito di valutare i due fattori simultaneamente. Nonostante il decremento di peso medio tra prima ed ultima cattura, per 2 specie su 5 (Cannaiola e Pettirosso) si osserva un effetto significativo positivo della durata complessiva dello stopover (max 6 gg) sul peso degli individui, che aumenta, rispettivamente, dell'1,2% e dell'1,3% giornaliero (Figura 28, Tabella 14). Non si osservano effetti del livello del Lago Maggiore sulla deposizione di grasso per alcuna delle specie target (da Figura 29 a Figura 33, Tabella 15).

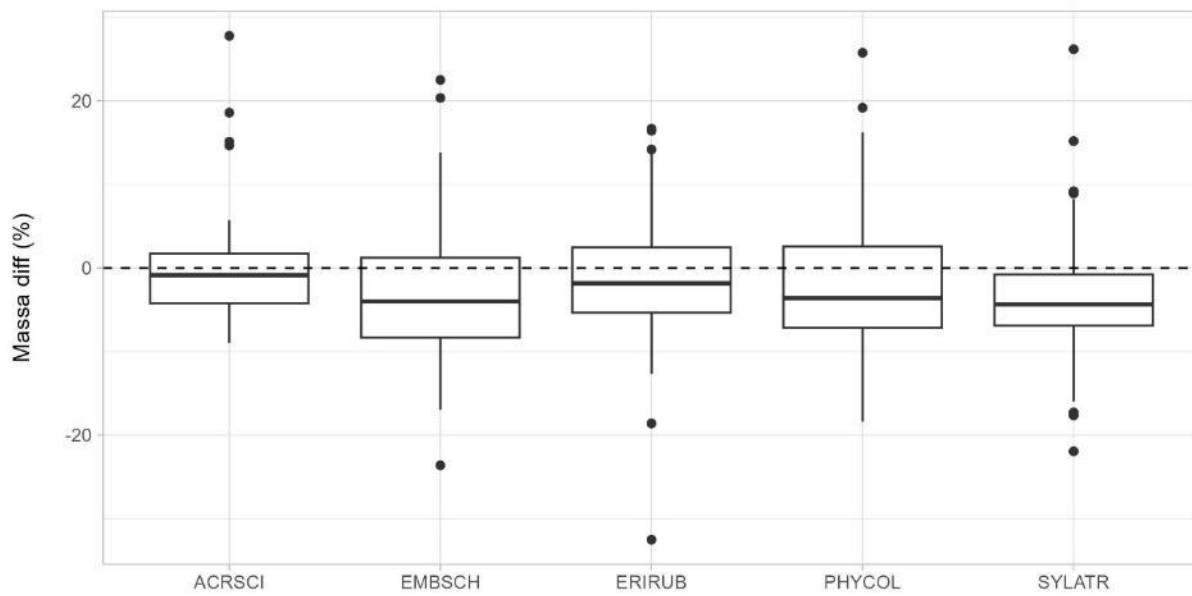


Figura 26 – Differenza di peso (negativa) tra prima cattura ed ultima ricattura nel corso dello stesso stopover migratorio (max 6 gg) per ciascuna delle 5 specie target. La capinera risulta la specie che perde proporzionalmente più peso.

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

Tabella 12 – Risultati del paired t test relativo all'ingrassamento delle 5 specie target tra prima cattura ed ultima ricattura durante lo stopover (max 6 gg). Solo la Cannaiola non perde peso significativamente.

SPECIE	STIMA (g)	t stat	p.value	df	conf. low (g)	conf. high (g)
ACRSCI	-0.019	-0.178	0.859	52	-0.232	0.194
EMBSCH	-0.632	-4.715	<0.001 ***	108	-0.898	-0.366
ERIRUB	-0.212	-3.182	0.002 **	219	-0.343	-0.081
PHYCOL	-0.202	-2.808	0.006 **	88	-0.345	-0.059
SYLATR	-0.722	-6.038	<0.001 ***	114	-0.959	-0.485

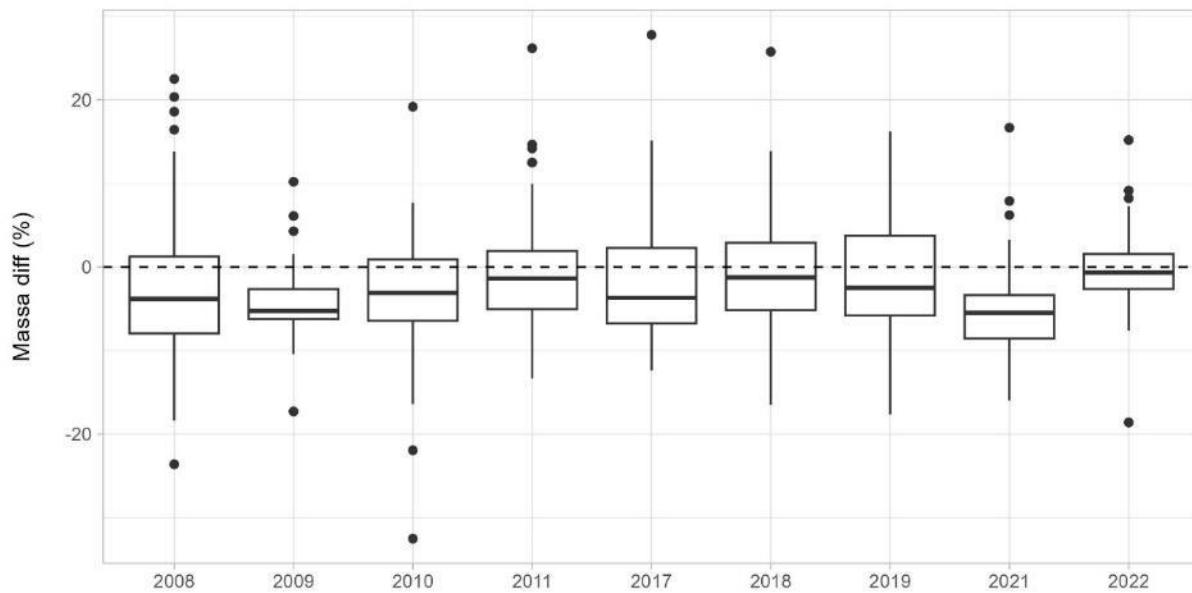


Figura 27 - Differenza di peso tra prima cattura ed ultima ricattura nel corso dello stesso stopover migratorio (max 6 gg) per ciascuno degli anni di operatività della stazione di inanellamento (tutte le specie cumulate).

Tabella 13 - Risultati del paired t test relativo all'ingrassamento delle specie target tra prima cattura ed ultima ricattura durante lo stopover (max 6 gg) in ciascun anno (tutte le specie cumulate)

ANNO	STIMA (%)	t stat	p.value	df	conf. low (g)	conf. high (g)
2008	-2.911	-4.623	<0.001 ***	148	-4.156	-1.667
2009	-4.420	-4.558	<0.001 ***	28	-6.406	-2.433
2010	-3.270	-4.337	<0.001 ***	82	-4.770	-1.770
2011	-0.773	-1.077	0.285	80	-2.201	0.655
2017	-1.739	-1.182	0.247	29	-4.746	1.269
2018	-0.752	-0.998	0.321	90	-2.249	0.745
2019	-0.948	-0.956	0.343	54	-2.934	1.039
2021	-4.778	-4.015	<0.001 ***	32	-7.202	-2.354
2022	-0.239	-0.251	0.803	34	-2.174	1.695

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

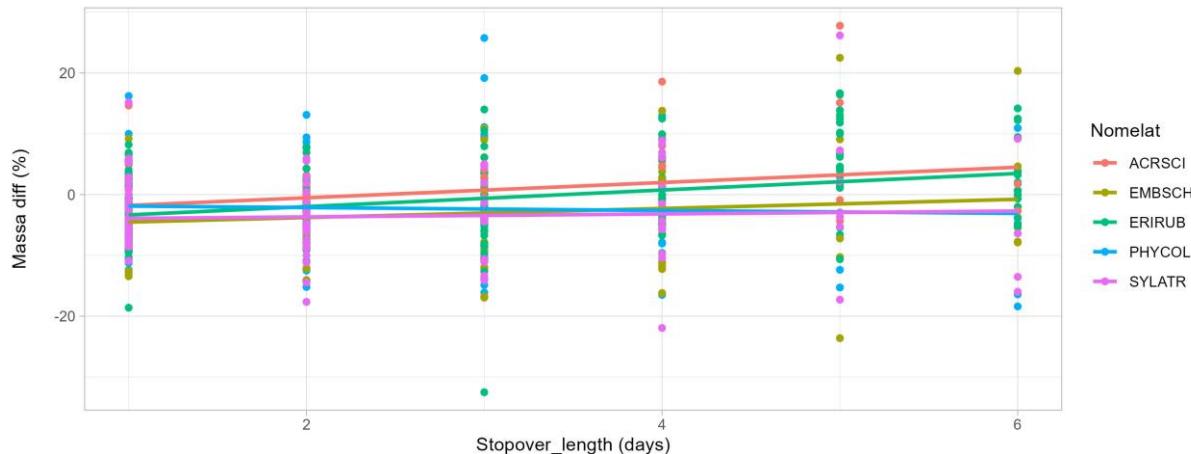


Figura 28 – Differenza di peso tra prima cattura ed ultima ricattura nel corso dello stesso stopover migratorio (max 6 gg) rispetto al numero di giorni intercorsi tra i due eventi, per ciascuna delle specie target

Tabella 14 - Risultati del GLM relativo all'effetto della durata dello stopover migratorio (max 6 gg) rispetto alla deposizione di grasso (differenza di peso tra prima ed ultima cattura)

		STIMA (%)	STD. ERR.	T VALUE	PR(> T)
ACRSCI	(Intercept)	-3.041	1.535	-1.982	
	Stopover_length	1.257	0.518	2.426	0.019 *
EMBSCH	(Intercept)	-5.276	1.488	-3.547	
	Stopover_length	0.750	0.485	1.546	0.125
ERIRUB	(Intercept)	-4.706	0.745	-6.315	
	Stopover_length	1.365	0.243	5.613	<0.001 ***
PHYCOL	(Intercept)	-1.651	1.875	-0.880	
	Stopover_length	-0.240	0.634	-0.379	0.706
SYLATR	(Intercept)	-4.155	1.152	-3.605	
	Stopover_length	0.243	0.435	0.557	0.578

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

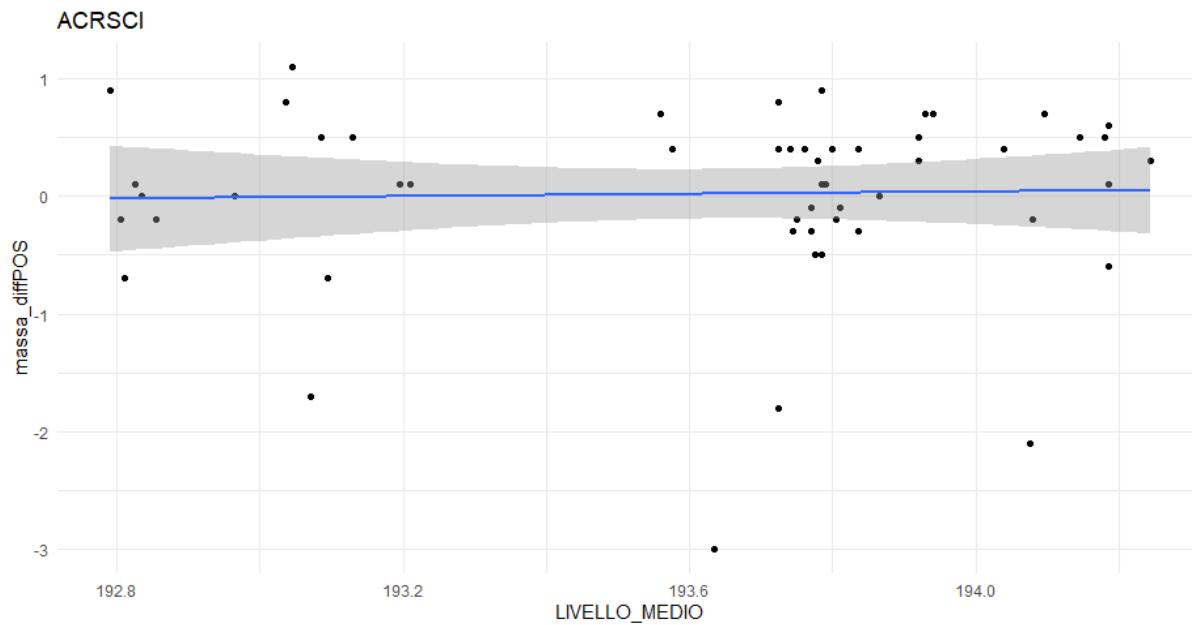


Figura 29 – Deposizione di grasso (differenza di peso tra prima ed ultima cattura) rispetto all'altezza media giornaliera del Lago Maggiore nella Cannaiola comune

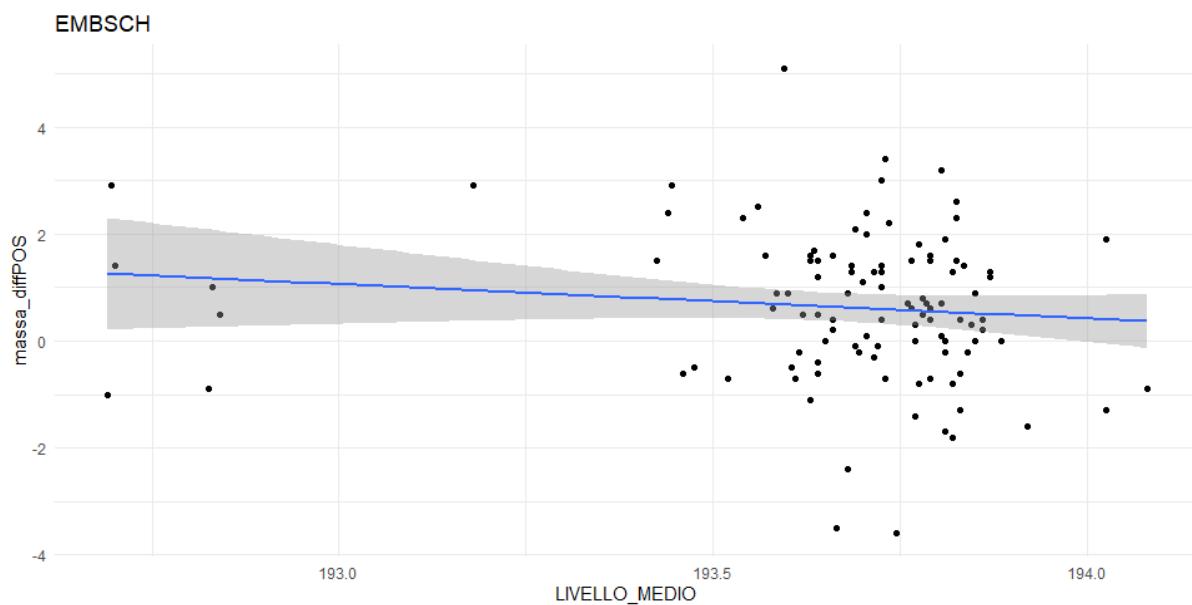


Figura 30 - Deposizione di grasso (differenza di peso tra prima ed ultima cattura) rispetto all'altezza media giornaliera del Lago Maggiore nel Migliarino di palude

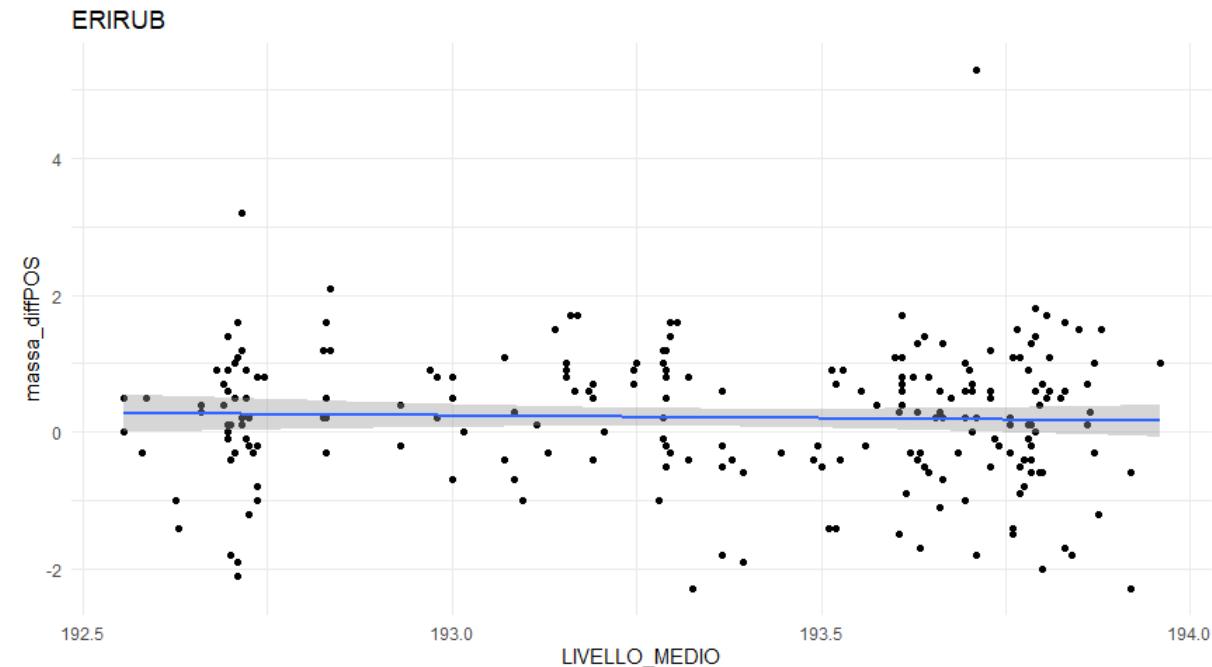


Figura 31 - Deposizione di grasso (differenza di peso tra prima ed ultima cattura) rispetto all'altezza media giornaliera del Lago Maggiore nel Pettiroso

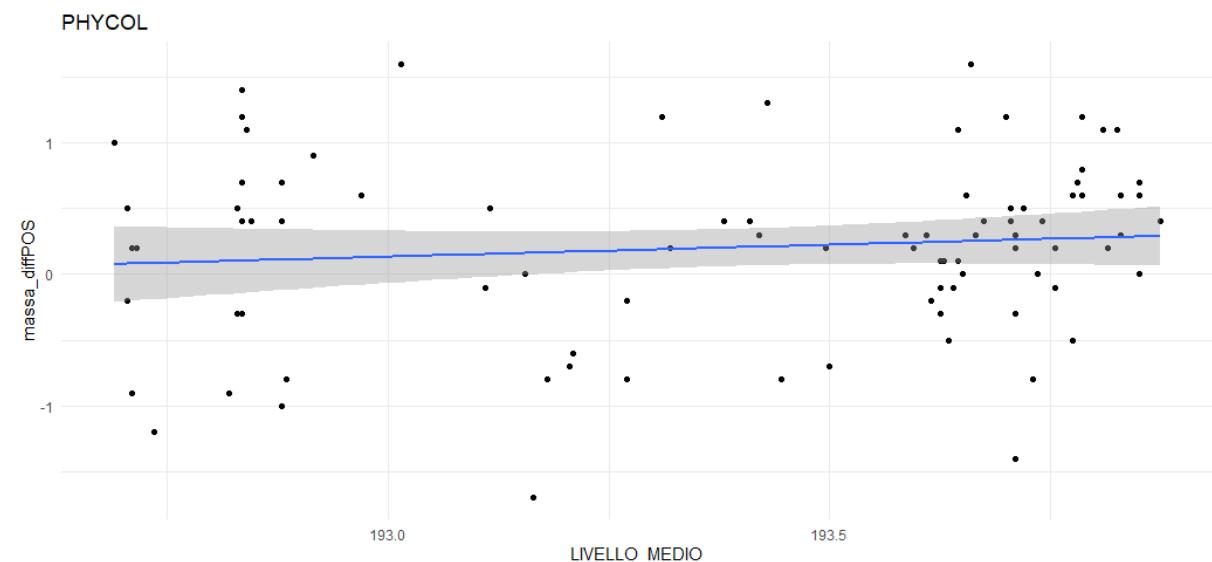


Figura 32 - Deposizione di grasso (differenza di peso tra prima ed ultima cattura) rispetto all'altezza media giornaliera del Lago Maggiore nel Lui piccolo

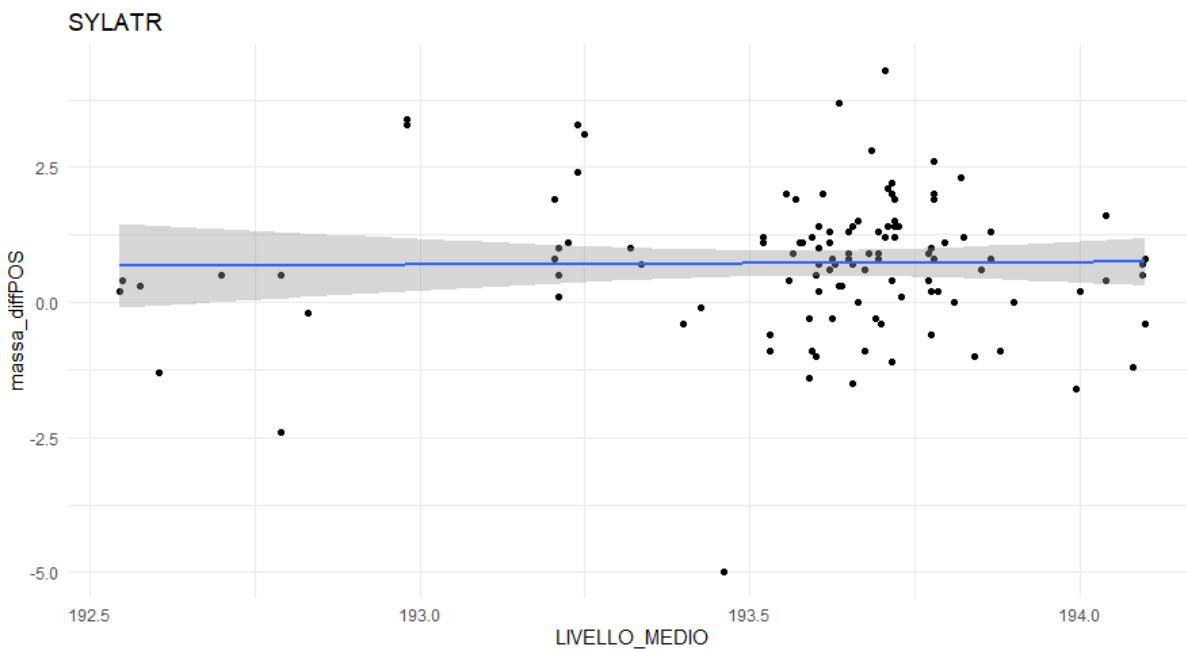


Figura 33 - - Deposizione di grasso (differenza di peso tra prima ed ultima cattura, max 6 gg) rispetto all'altezza media giornaliera del Lago Maggiore nella Cannaiola comune

Tabella 15 – Risultati del GLM relativo all'effetto dell'altezza media giornaliera del Lago Maggiore sulla deposizione di grasso per ciascuna delle specie target (differenza di peso tra prima ed ultima cattura, max 6 gg)

		STIMA (g)	STD. ERR.	T VALUE	PR(> T)
ACRSCI	(Intercept)	-9.572	47.467	-0.202	
	meanWL	-0.050	0.025	0.202	0.841
EMBSCH	(Intercept)	124.809	102.390	1.219	
	meanWL	-0.641	0.529	-1.213	0.228
ERIRUB	(Intercept)	15.487	30.525	0.507	
	meanWL	-0.079	0.158	-0.500	0.617
PHYCOL	(Intercept)	-34.720	35.577	-0.976	
	meanWL	0.181	0.184	0.982	0.329
SYLATR	(Intercept)	-8.623	70.724	-0.122	
	meanWL	0.048	0.365	0.132	0.895

5. RELAZIONE TRA CATTURE PRESSO LA STAZIONE DI INANELLAMENTO E BIRD MIGRATORY RATE (BTR) REGISTRATO CON IL RADAR BIRDSCAN MR1

5.1. Introduzione

La cattura standardizzata di uccelli durante la stagione migratoria è comunemente utilizzata come *proxy* per l'intensità della migrazione e la fenologia stagionale (Jenni 1984; Korner-Nievergelt et al. 2007). Tuttavia, nonostante gli schemi standardizzati, i conteggi CMR presentano dei limiti dovuti a potenziali *bias* nel campionamento. Soprattutto quando si valuta l'intensità della migrazione giornaliera con i numeri di catture, si presume generalmente che il numero di uccelli catturati sia un campione quantitativamente rappresentativo degli uccelli in migrazione. Una stretta relazione tra il numero di catture giornaliere e il flusso migratorio può essere più probabile nei siti in cui gli uccelli vengono catturati al di fuori della migrazione attiva, con una durata di sosta praticamente nulla, come ad esempio sui passi montani, o in siti di stopover dove la sosta è solitamente limitata a poche ore o un giorno, come ad esempio le coste e le isole che non offrono condizioni di sosta adeguate, come ipotizzato da Komenda-Zehnder et al. (2010). Tuttavia, una relazione meno stretta potrebbe essere riscontrata nei siti di sosta in cui gli uccelli si fermano in habitat appropriati per rifornirsi per diversi giorni, come quello della Riserva Bolle di Magadino. In tutti i casi, un primo passo è quello di escludere dai numeri di cattura tutti gli uccelli non in migrazione, cioè le specie non migratorie e gli individui di specie migratorie non ancora in migrazione. Tuttavia, è ancora aperta la questione se i numeri di migratori catturati riflettano quelli di passaggio. Gli uccelli volano tipicamente ad altitudini che superano di gran lunga l'altezza delle reti. Solo pochi studi hanno indagato se il numero di catture sia o meno quantitativamente rappresentativo dell'intensità della migrazione (Peckford and Taylor 2008). Per la migrazione autunnale a Falsterbo (Svezia meridionale) Zehnder e Karlsson (2001) hanno trovato una buona correlazione tra il numero di catture giornaliere e l'intensità migratoria notturna della notte precedente, misurata con un dispositivo passivo a infrarossi nello stesso luogo.

Per valutare l'efficacia del radar BirdScan MR1 nel rilevare quantitativamente il flusso di migratori in partenza dallo stopover si è provveduto ad analizzare la relazione tra *Bird Traffic Rate* (BTR) rilevato dal radar al centro del Piano di Magadino sopra Agroscope (Cadenazzo) e numero di uccelli catturati presso la stazione di inanellamento della Bolla Rossa. Il BTR è il numero di uccelli che attraversano un transetto virtuale di 1 km di lunghezza perpendicolare alla direzione di volo in un'ora. La sua definizione è identica a quella del tasso di *Migratory Traffic Rate* (MTR; Bruderer 1971), ma include sia i movimenti migratori che quelli non migratori. Questi ultimi non possono infatti essere esclusi a priori come parte integrante del BTR registrato dal radar, essendo lo strumento collocato all'interno di un'area di

svernamento e nidificazione di decine di specie. Per ulteriori informazioni sul posizionamento del radar, si rimanda al paragrafo 1.4.

5.2. Metodi

Per individuare la frazione di BTR corrispondente alla partenza dei migratori dallo stopover della Riserva Bolle di Magadino, si è provveduto a scomporlo secondo lo spazio, il tempo e le categorie tassonomiche di interesse. Per quanto riguarda lo spazio, sulla base dei calcoli riportati al paragrafo 1.4, volti a stimare l'altitudine di transito degli uccelli in partenza dallo stopover della Riserva sopra il radar posizionato ad Agroscope, il BTR rilevato è stato scomposto in due parti, una frazione a bassa quota (0-500 m *above ground level*) e una frazione a quota più elevata (>500 m agl). Assumendo un *climb rate* dei passeriformi del 6-9% rispetto allo spostamento orizzontale e data la distanza tra Bolla Rossa e radar (5500 m), la quota di transito è infatti stimata essere compresa tra circa 300 e 500 m di quota agl. L'ipotesi è pertanto che il BTR della fascia bassa sia composto in larga misura da uccelli in partenza dallo stopover, mentre il BTR della fascia elevata sia costituito da individui in transito migratorio, che non hanno sostato presso la Riserva Bolle di Magadino. Relativamente al tempo, per escludere i movimenti non migratori e focalizzarsi sulla partenza delle specie target, è stato preso in considerazione il BTR riferito ad un intervallo di tempo di 8 ore a cavallo del tramonto civile (± 4 h), convenzionalmente usato negli studi radar (Zehnder et al. 2001; Komenda-Zehnder et al. 2010) e corrispondente ad una posizione del sole 6° al di sotto dell'orizzonte. Per includere la partenza non solo dei migratori notturni, che rappresentano la maggioranza dei passeriformi, ma anche i migratori diurni (Fringillidi, Emberizidi etc.) si è quindi scelto di ampliare l'analisi del BTR ad una fascia oraria vasta, plausibilmente superiore a quella corrispondente al picco delle partenze dei migratori notturni al tramonto. In aggiunta, l'ispezione visiva del BTR giorno per giorno ha mostrato frequentemente un aumento marcato dell'BTR a bassa quota nel primo pomeriggio, potenzialmente attribuibile alla partenza dei migratori diurni. Delle 5 specie target, 4 sono migratori notturni (Cannaiola, Pettirosso, Capinera, Lù piccolo) mentre uno è un migratore prevalentemente diurno, ma occasionalmente anche notturno (Migliarino di palude). Infine, per quanto concerne le categorie tassonomiche, dato il focus dello studio si è preso in considerazione esclusivamente il BTR relativo a due classi di uccelli, “*passerine type*” e “*unidentified birds*”. La prima include le 5 specie target, ma – come specificato al paragrafo 1.3 – la capacità del classificatore di assegnare gli echi a questa categoria è limitata a circa 800 m agl, corrispondente alla portata massima di rilevamento per i piccoli passeriformi (Schmid et al. 2019). Pertanto, per ottenere una quantificazione del BTR alla quota più elevata il più possibile *unbiased*, le due categorie sono state *pooled* alla quota >500 m agl, mentre per la quota <500 m agl si è tenuto esclusivamente conto della categoria “*passerine type*”, assumendo una *sensitivity* del classificatore prossima al 100% entro quel range altitudinale (Figura 34). Il legame quantitativo tra le catture presso

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

la Bolla Rossa, identificate come proxy per la quantificazione dello stopover e assunte come proporzionali al numero di individui in sosta, e il BTR, relativo ai parametri sopra esposti, è stato calcolato mediante la correlazione di Pearson. La correlazione è stata calcolata 10 volte tra il BTR al T_0 e la somma degli individui catturati in un numero incrementale giorni precedenti (da T_0 a T_{0-n} , con $n_{max}=9$), in modo da considerare possibile effetto di arrivi e ripartenze dalla stopover non di uguale entità nel corso della stagione, ma a carattere più intermittente, in funzione delle condizioni meteo. Per escludere possibili correlazioni spurie, gli stessi modelli sono stati calcolati rispetto al BTR > 500 m, sulla base dell'ipotesi che il transito alle quote elevate non sia direttamente legato alla partenza dallo stopover della Riserva.

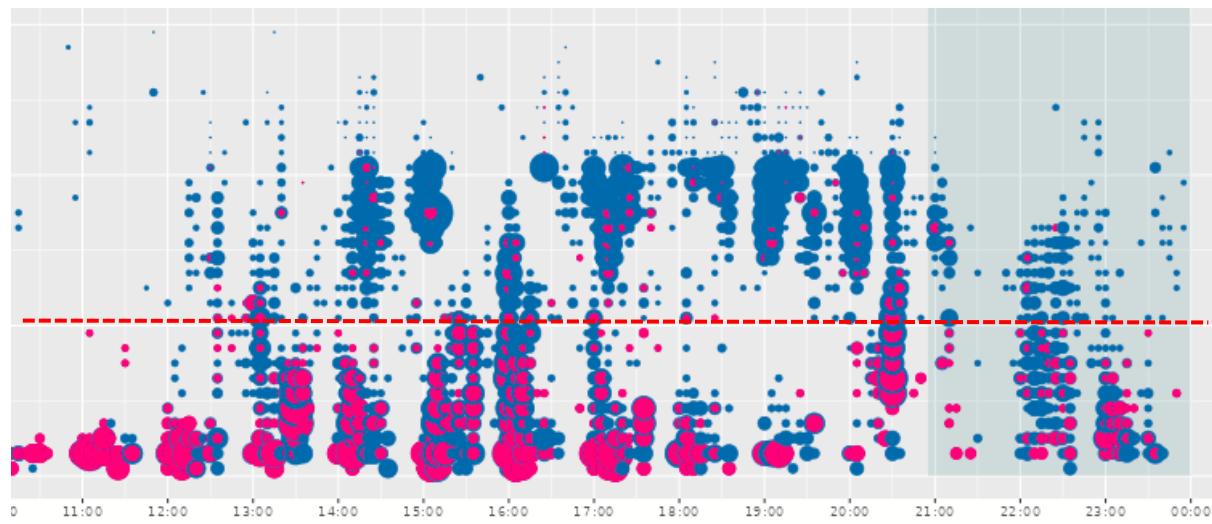


Figura 34 – Esempio di BTR registrato dal radar BirdScan MR1 in una giornata di migrazione (maggio 2021). In ascissa l'orario, in ordinata l'altitudine agl (above ground level). La dimensione dei punti è proporzionale all'intensità di BTR. In fucsia il BTR relativo alla classe "Passerine type", in blu "Unidentified bird". La linea rossa indica 500 m agl. In grigio chiaro il giorno, in grigio scuro la notte. La separazione tra giorno e notte è in corrispondenza del tramonto civile. Si osservi come la proporzione di Passerine type e Unidentified birds sia inversamente proporzionale lungo il gradiente altitudinale, a causa della progressiva riduzione della capacità di classificare gli echi a quote elevate del radar. Oltre i 1000 m di quota (agl) la detection rate del radar (in modalità short wave) diminuisce consistentemente.

5.3. Risultati e discussione

Il numero di uccelli catturati presso la stazione ornitologica della Bolla Rossa risulta significativamente correlato al BTR <500 m agl, per ognuno degli intervalli di giorni considerati (Figura 35). I picchi più elevati di BTR sono osservati a seguito di un numero di catture cumulative nei giorni precedenti parimenti elevate, mentre la relazione diventa meno chiara a valori di BTR bassi (<100 ind km^{-2} ; Figura 36). La correlazione risulta moderata ($r<0.3$) quando vengono presi in considerazioni le catture del giorno T_0 e la somma di T_0 e T_{-1} , ma cresce all'aumentare dell'intervallo di tempo considerato per la somma degli individui catturati, mantenendosi tra 0.41 e 0.45 tra le catture sommate da 2 a 7 giorni precedenti il T_0 , a suggerire l'esistenza di partenze massive dallo stopover plausibilmente a seguito di giorni di condizioni meteorologiche non idonee alla migrazione attiva, nel corso delle quali la densità

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

di uccelli in stopover risulta particolarmente elevata per un rapporto arrivi/partenze positivo. La relazione tra BTR <500 m e numero di individui inanellati appare non frutto di una correlazione spuria. Infatti, replicando le medesime correlazioni a quote >500, si osservano valori marcatamente inferiori a quelli osservati a quote basse e in alcuni casi non significativi, a suggerire da un lato come il transito ad alta quota sia composto da individui in migrazione attiva e proveniente da altri siti di stopover, e pertanto non rilevante ai fini del presente studio, e dall'altro la possibilità di utilizzare il BTR <500 m come *proxy* – almeno parziale – per la quantificazione dello stopover di migratori presso la Riserva Bolle di Magadino.

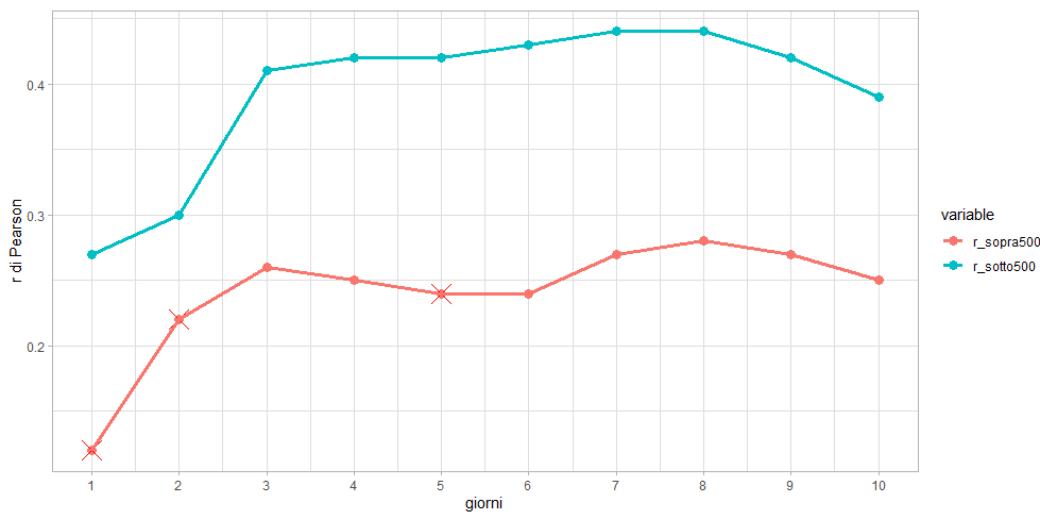


Figura 35 – Valori di *r* di Pearson relativi alle correlazioni tra BTR < 500 m agl (in blu) e >500 m agl (in rosso) e il numero di uccelli complessivamente catturati, dal giorno medesimo cui si riferisce il BTR alla somma di quelli catturati fino a 9 giorni precedenti.

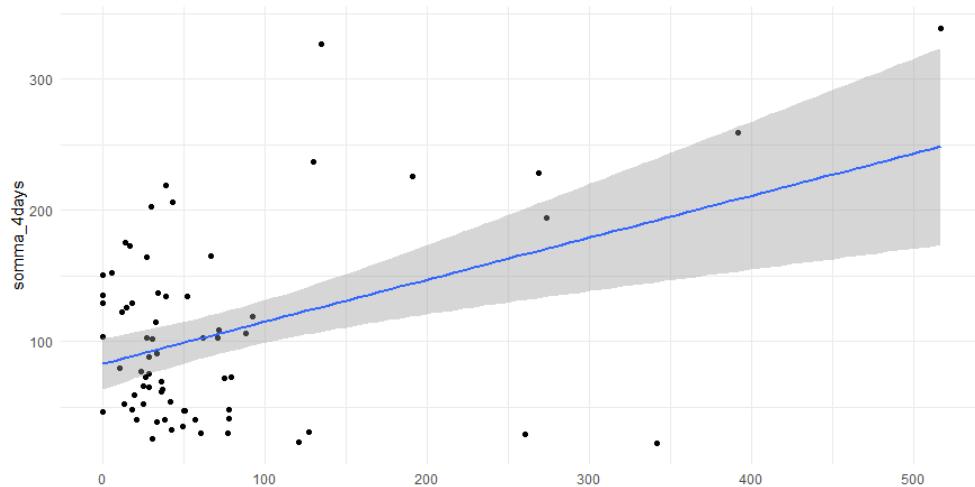


Figura 36 - Somma del numero di uccelli catturati nel giorno T , T_{-1} , T_{-2} e T_{-3} rispetto al BTR < 500 m agl delle categorie "passerine type" e "unidentified bird" nelle 8 ore target (± 4 h tramonto civile) del medesimo giorno T (in ascissa). In blu la retta di regressione GLM (+ CI)



6. RELAZIONE TRA BIRD TRAFFIC RATE (BTR) REGISTRATO CON IL RADAR BIRDSCAN MR1 E LIVELLI IDRICI DEL LAGO MAGGIORE

6.1. Introduzione

Avendo osservato nel paragrafo precedente come la correlazione delle catture presso la stazione di inanellamento alla Bolla Rossa sia correlata positivamente al BTR registrato alla quota stimata di transito sopra il radar (≤ 500 m) della frazione “*passerine type*”, e quindi essendo il BTR utilizzabile come *proxy* per la quantificazione dello stopover, si è proceduto a valutare la relazione tra livelli idrici del Lago Maggiore e BTR, al fine di testare l’ipotesi iniziale di una ridotta efficacia dell’area target della Riserva Bolle di Magadino in condizioni di allagamento estensivo.

6.2. Metodi

A tal proposito la relazione è stata verificata mediante un GLMM (Generalized Linear Mixed Model), che a differenza dei GLM, consente di valutare separatamente i *fixed effects* (la variabile indipendente d’interesse) dai *random effects* (altre variabili indipendenti di cui si ipotizza un effetto sulla variabile dipendente, ma non di interesse ai fini dello studio). Nel caso dell’indagine presente, il GLMM consente di valutare separatamente l’effetto dell’altezza dei livelli idrici del Lago Maggiore sul BTR indipendentemente dall’anno e dal mese all’interno dei tre selezionati per valutare la migrazione primaverile (marzo, aprile, maggio). Per quanto concerne l’anno, infatti, esiste potenzialmente una forte collinearità con i livelli idrici, essendo l’altezza del Lago Maggiore fortemente condizionata dalle precipitazioni invernali ed essendo la velocità di variazione dei livelli molto inferiore a quella del BTR. L’aggiunta del mese come *random effect* è invece determinata dalla fenologia stessa della migrazione, che procede in modo complessivamente gaussiano, con un picco della migrazione ad aprile, indipendente dall’allagamento del Lago Maggiore. Data l’estrema varianza del BTR, la variabile è stata log-trasformata per soddisfare il requisito della distribuzione normale dei residui della regressione. Per valutare se l’effetto dei livelli idrici è osservabile anche a scala temporale più ridotta, il medesimo modello è stato replicato anche per ciascuno dei tre anni analizzati (2020, 2021, 2022), includendo solo la variabile mese come *random effect*, e a livello di singolo mese (marzo, aprile, maggio), includendo l’anno come *random effect*. Nel modello triennale complessivo, è stato infine calcolato il *changepoint* del modello GLMM *smoothed* allo scopo di valutare l’eventuale esistenza di livelli idrici “critici”, oltre i quali il BTR scende in modo significativo. L’analisi è stata condotta in ambiente R, utilizzando i pacchetti *lmerTest* e *changepoint*.

6.3. Risultati e discussione

La capacità esplicativa del modello GLMM complessivo “triennale” è sostanziale (R^2 condizionale = 0.42) sebbene solo una frazione limitata sia da attribuire al *fixed effect* dell’altezza del lago (R^2 marginale = 0.12) (Tabella 16). L’effetto è tuttavia significativo e negativo (stima = -1.280, 95% CI [-1.94 | -0.63], $p < 0.001$ con approssimazione *Wald t-distribution*). La varianza sommata dei *random effects* anno e mese complessivamente è inferiore a quella del *fixed effect* livello idrico (0.752 vs 1.40), a sottolineare come la fenologia migratoria e la collinearità tra anno e altezza del lago abbiano un effetto marcato sull’entità del BTR, ma tuttavia inferiore a quello della qualità degli habitat di stopover. L’effetto negativo dei livelli idrici è osservabile anche a livello annuale, ad eccezione del 2020. In tal senso, si noti come il 2020 risulti l’anno in cui i livelli idrici sono risultati più elevati tra i tre presi in considerazione, rispetto al 2021 in cui si sono registrate fluttuazioni marcate e il 2022, nel corso del quale si sono osservati livelli estremamente bassi per la stagione (Figura 37). Potenzialmente, l’effetto positivo del ridotto allagamento sembra quindi manifestarsi al di sotto una certa soglia dei livelli idrici, in condizioni pertanto più estreme. Il *random effect* di anno (Figura 38) e mese (Figura 39) emerge in modo piuttosto evidente anche graficamente. Si osserva in modo particolare come nel mese di maggio i valori di BTR rimangano elevati anche in corrispondenza di livelli idrici massimi, influenzando fortemente la regressione. Tale osservazione è coerente con i risultati relativi all’aumento di massa ed ingassamento delle specie target (paragrafo 4.3.2) che mostravano come la Cannaiola, migratore transahariano il cui picco del transito si colloca nelle prime due decadi di maggio (Spina e Volponi, 2008), risultasse l’unica a non perdere peso durante lo stopover (Tabella 14), ma al contrario, riuscisse ad ingassare significativamente nel tempo, insieme con il Pettirocco, senza effetto apparente dei livelli idrici. Altre specie appartenenti alla stessa *guild* e famiglia (Acrocephalidae), ben adattate al foraggiamento in canneti allagati, mostrano fenologia simile alla Cannaiola, andando plausibilmente a comporre una frazione non secondaria del BTR osservato a maggio. È pertanto ipotizzabile come la *guild* degli insettivori migratori transahariani possa essere complessivamente meno sensibile – o del tutto non sensibile – ai livelli idrici ed al conseguente grado di allagamento degli habitat di stopover e foraggiamento presso al Riserva Bolle di Magadino. Al contrario, nel mese di marzo, quando la frazione dei migratori intrapaleartici nel passo migratorio complessivo è nettamente prevalente rispetto agli Acrocephalidae, si osserva in modo molto marcato e statisticamente significativo l’effetto dei livelli idrici, con valori di BTR nettamente superiori in corrispondenza di livelli idrici inferiori. Il modello mensile di marzo è quello con la maggiore capacità esplicativa, con valori di R^2 condizionale (=0.775) e marginale (=0.393) particolarmente elevati (Tabella 17). Anche in questo caso, il risultato è coerente con quanto si osserva in termini di aumento di peso ed ingassamento delle specie target, tra le quali Capinera e Migliarino di palude, specie con picco della migrazione nel mese di marzo (Spina and Volponi 2008), risultano quelle che risentono negativamente dell’altezza del Lago Maggiore, in

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

relazione alla probabile ridotta capacità di trovare risorse trofiche in condizioni di persistente allagamento. Questa ipotesi è potenzialmente suffragata dai risultati mostrati al paragrafo 4.3.2, che mostrano come nel 2021, nel corso del quale l'altezza media si è attestata intorno ai 193,4 m s.l.m., la deposizione di grasso nel corso dello stopover sia stata significativamente negativa, mentre nel 2022, con livelli idrici marcatamente inferiori di oltre 75 cm, la perdita di peso durante lo stopover sia stata la più limitata tra tutti gli anni analizzati a partire dal 2008 (Figura 27, Tabella 13). La chiusura della stazione di inanellamento a causa della pandemia da Sars-Cov-2 nel 2020, durante il quale i livelli sono stati superiori al 2021 stesso, non consente tuttavia di ottenere un'ulteriore conferma all'ipotesi.

Una plausibile spiegazione ai risultati a livello mensile giungono dai risultati preliminari di uno studio in corso presso la Riserva sulla produttività di insetti a larva edafica (in particolare Chironomidi), che evidenziano in modo preliminare come la stessa sia inversamente proporzionale ai giorni di sommersione delle aree a canneto, a differenza degli ambienti lacustri acquatici, nei quali la produttività risulta più continua e tendenzialmente posticipata a quella dei canneti. Un'ipotesi di questo meccanismo può essere ricercata nella capacità produttiva di questi habitat palustri al momento della sommersione. Se questa avviene in corrispondenza dell'inizio della migrazione di ritorno, nel mese di marzo, potrebbe fortemente inibire la produttività di Chironomidi a causa delle temperature dell'acqua, che permangono basse nonostante l'innalzamento delle temperature primaverili a causa dell'elevatissima capacità termica dell'acqua. Tale ritardo nella produttività di insetti non consentirebbe in tal senso di compensare la perdita di produttività delle paludi sommerse. Al contrario, nella seconda fase di transito primaverile (metà aprile-maggio), in corrispondenza del transito dei migratori transahariani, anche l'ambiente acquatico è in piena produzione per l'innalzamento delle temperature dell'acqua, con l'emergenza di moscerini molto abbondante, che in questo caso compenserebbe la mancata produzione delle paludi sommerse.

Dall'analisi dei *changepoint* condotta emerge un valore soglia di 193,32 m s.l.m. oltre il quale il BTR diminuisce significativamente. Tale valore non è marcatamente dissimile da quello osservato come soglia critica dell'aumento di peso giornaliero della Capinera dello stopover, pari a $193,12 \pm 0,52$ (Figura 25), a fronte comunque di un'elevata incertezza di tale valore, evidenziata da intervalli di confidenza larghi. Si noti inoltre come a partire dal livello di 193,30 m s.l.m. inizi l'aumento della superficie allagata dei canneti e soprattutto dei cespuglieti, habitat preferenziale di foraggiamento per numerose specie migratrici intrapaleartiche come la Capinera, che a quella quota è pari al 7,5% della superficie complessiva, così come emerge dallo studio GIS descritto al capitolo 3.1. Si osserva tuttavia come l'incremento più sensibile della superficie allagata dei cespuglieti, ma anche dei canneti e dei magnocariceti, è collocato circa 50 cm oltre il possibile valore soglia che emerge dal GLMM, e posto

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

tra i 193,80 e il 193,90 m slm (Tabella 8). In tal senso, non si registra quindi una totale concordanza tra i risultati di queste due componenti dello studio, ma, nel complesso, si può ugualmente affermare come intorno a valori di livelli idrici tra 193,30 e 193,90 m slm l'idoneità della Riserva Bolle di Magadino quale sito di stopover per i passeriformi migratori intrapaleartici possa ridursi sensibilmente, per l'inefficacia di tali aree a fornire adeguate risorse trofiche agli uccelli, tali da garantire il necessario ingassamento per il prosieguo del viaggio verso i quartieri di nidificazione. Occorre tuttavia sottolineare come il *sample size* dei dati acquisiti tramite il radar BirdScan MR1, pur interessante, è limitato a tre stagioni migratorie soltanto. Pertanto, conclusioni più robuste necessiterebbero di un proseguimento delle indagini per altre stagioni, al fine di incrementare la casistica di combinazioni livelli idrici/fenologia.

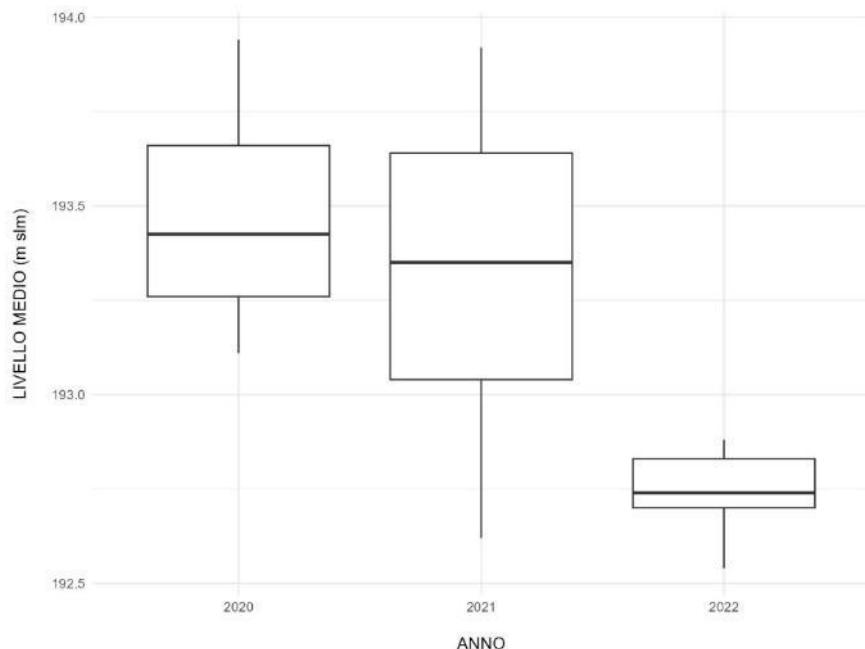


Figura 37 – Variabilità dei livelli idrici del Lago Maggiore nei 3 mesi analizzati (marzo, aprile, maggio) dei 3 anni di attività del radar BirdScan MR1

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

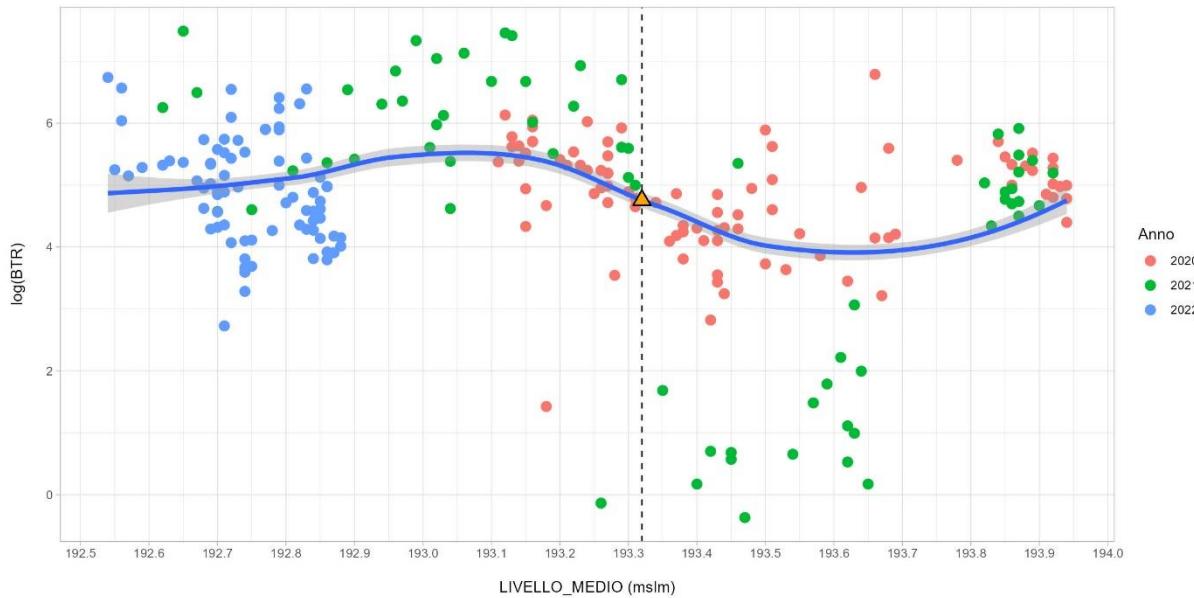


Figura 38 – BTR (log-trasformato) < 500 m s.l.m. delle categorie “passerine type” e “unidentified bird” dal 1 marzo al 31 maggio dal 2020 al 2022 (media della 8 ore target, ± 4 h tramonto civile) rispetto ai livelli idrici medi giornalieri del Lago Maggiore. I colori si riferiscono agli anni di monitoraggio, come da legenda. La linea blu rappresenta la retta di regressione del modelli GLM (+ CI), la linea tratteggiata rossa quella del modello GAM (+ CI). Il triangolo giallo rappresenta l’unico changepoint significativo del modello GAM, posto in corrispondenza del livello idrico del Lago Maggiore pari a 193.32 m s.l.m.

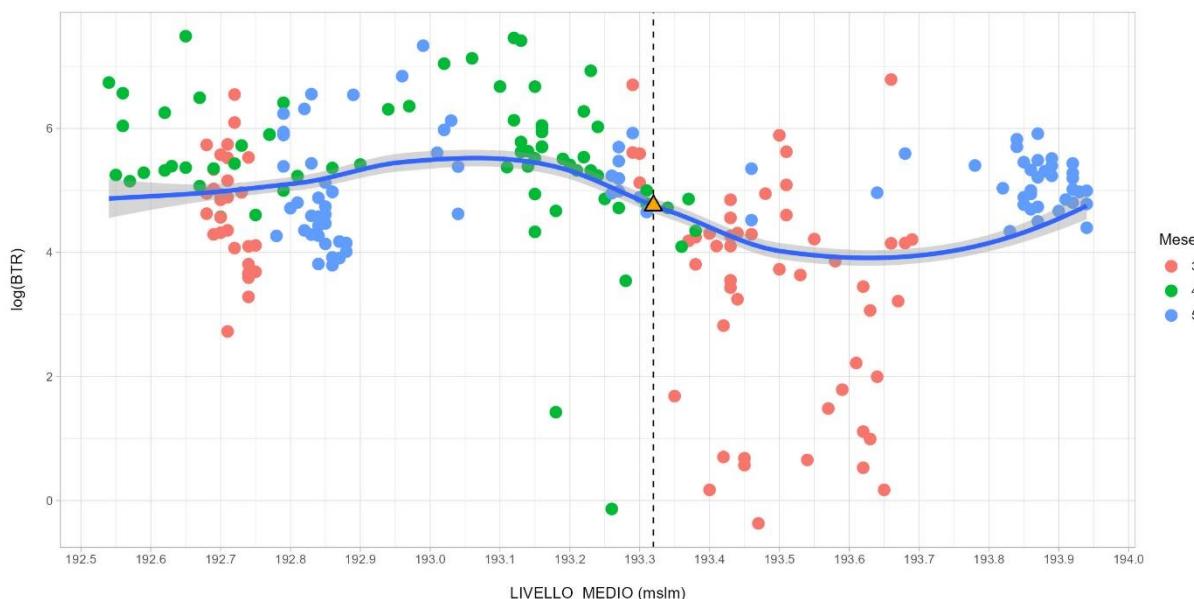


Figura 39 – Medesimo dotplot di Figura 38, con evidenziati in colore i mesi, invece degli anni.

WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

Tabella 16 – Risultati dei GLMM relativi al BTR (log-trasformato) < 500 m agl delle categorie “passerine type” e “unidentified bird” dal 1 marzo al 31 maggio dal 2020 al 2022 (media della 8 ore target, ± 4 h tramonto civile) rispetto ai livelli idrici medi giornalieri del Lago Maggiore. Vengono presentati il modello triennale “complessivo” e i modelli che prendono in considerazione soltanto i singoli anni. Sono presentati stime, CI e p-value del fixed effect del livello idrico. Sono inoltre presentati varianza complessiva e dei singoli random effects (anno e mese) e gli R^2 (sia marginale, relativo al solo fixed effect, che condizionale, che prende in considerazione sia fixed che random effects)

Tabella 17 – Vedi didascalia Tabella 16. Sono presentati i risultati del modello GLMM triennale “complessivo” (nuovamente) e quello dei modelli mensili (cumulati sui 3 anni).

7. CONCLUSIONI

La possibilità per gli uccelli migratori di trovare aree di stopover dove recuperare le energie perse durante le dispendiose fasi di volo lungo viaggio di spostamento tra siti di svernamento e di riproduzione (e viceversa) è una funzionalità ecologica di livello superiore, non dipendente da un unico fattore, ma dall'insieme del sistema. Attraverso la ricerca applicata in questo progetto relativa al WP4.4, si è potuto misurare per 3 anni nuovi tipi di dati tramite una strumentazione mai applicata finora, il Vertical Looking Radar BirdScan MR1, e avvalendosi su serie di dati misurati nella Riserva delle Bolle di Magadino.

In sintesi, i risultati emersi dallo studio effettuato nell'ambito del WP 4.4 del progetto INTERREG “ParchiVerbanTicino” evidenziano un significativo effetto negativo di livelli idrici elevati sull'efficacia dell'area target quale sito di stopover per i passeriformi migratori durante il passo primaverile, in particolare durante il primo periodo del passo (marzo).

Diversi risultati concorrono a supporto di questa conclusione.

- 1) Tra le 5 specie target considerate, il Migliarino di palude e la Capinera – migratori intrapaleartici di passo precoce – risultano quelle per le quali si registra una ridotta capacità di foraggiare con efficacia nel corso della giornata, in particolare per la seconda. Risultano inoltre le uniche per le quali si osserva un effetto significativamente negativo tra la capacità di foraggiamento, misurata come peso al tramonto, e livelli idrici del Lago Maggiore. Il “punto critico di cambiamento” (*changepoint*) e di interruzione dell'efficacia della sosta si evidenzia a $192,88 \pm 0,06$ per il Migliarino di palude e $193,12 \pm 0,52$ m per la Capinera.
- 2) Queste due specie risultano quelle che nel corso dello stopover risultano perdere maggiormente peso (rispettivamente 3,5% e 3,9%), a sottolineare l'inefficacia dello stopover presso le Bolle nella deposizione di grasso. A livello annuale, si osserva come nel 2022, con livelli idrici particolarmente bassi, la perdita di peso complessiva durante lo stopover sia stata la minore di tutto il dataset pluriennale analizzato.
- 3) La relazione complessiva tra lo stopover, misurato attraverso la quantificazione del Bird Traffic Rate (BTR) in transito a bassa quota sopra il radar BirdScan MR1 durante le ore della ripartenza, e i livelli idrici del Lago Maggiore, è significativamente negativa, sia considerando complessivamente i 3 mesi del passo primaverile, sia a livello del singolo mese di marzo. Il modello GLMM evidenzia in modo particolare una marcata correlazione negativa tra livelli idrici e BTR nel mese di marzo, mentre per gli altri mesi la relazione è assente (aprile) o debole



(maggio). Il *changepoint* del modello risulta a 193,32 m slm, non dissimile da quello emerso per l'inefficacia di foraggiamento della Capinera.

Per contro, i dati relativi alla deposizione di grasso in stopover mostrano come l'unica specie tra le 5 target con fenologia di passo tardiva, la Cannaiola comune, migratore transsahariano, risulta al contempo anche l'unica a non perdere peso in modo significativo, ma anzi, a riuscire ad ingrassare in modo proporzionale alla durata dello stopover. Inoltre, nel mese di maggio il BTR a bassa quota rimane piuttosto elevato anche in presenza di livelli idrici elevati.

Dati preliminari sulla produttività di insetti, in particolare Chironomidi, sono interamente coerenti con questo quadro, evidenziando una ridotta produttività complessiva nel mese di marzo, fino a metà aprile, in corrispondenza della sommersione delle aree a canneto, che impedisce lo sfarfallamento delle larve edafiche, senza consentire una compensazione delle larve acquatiche a causa delle temperature dell'acqua ancora basse in questo periodo. Più avanti nella stagione, a partire da metà aprile e per tutto maggio, l'innalzamento della temperatura dell'acqua consente al contrario tale compensazione, mitigando l'effetto negativo dei livelli idrici elevati sulla disponibilità di risorse trofiche a disposizione per i passeriformi in stopover.

Infine, si osserva come il quadro che emerge dal lavoro svolto nell'ambito del WP 3.1 confermi ulteriormente come condizioni di naturalità dei regimi idrici del Lago Maggiore siano compatibili con una più qualità degli habitat di stopover. Infatti, l'analisi storica dei livelli mostra una notevole differenza tra i livelli idrici antecedenti la costruzione della diga della Miorina, assimilabili a quelli di un regime "naturale", e posteriori proprio nei mesi invernali e di inizio primavera. La differenza del valore mediano di marzo è superiore ai 90 cm, con il livello 1868-1942 ben al di sotto della soglia critica di 193.32 evidenziata dal *changepoint* del GLMM tra BTR e livelli idrici (Figura 40). Al contrario, il livello mediano del periodo più recente si colloca poco al di sopra, suggerendo come – possibilmente – modifiche all'attuale gestione dei livelli idrici di lieve entità possano essere sufficienti a migliorare sensibilmente l'efficacia della Riserva Bolle di Magadino quale sito di stopover per l'avifauna migratoria.

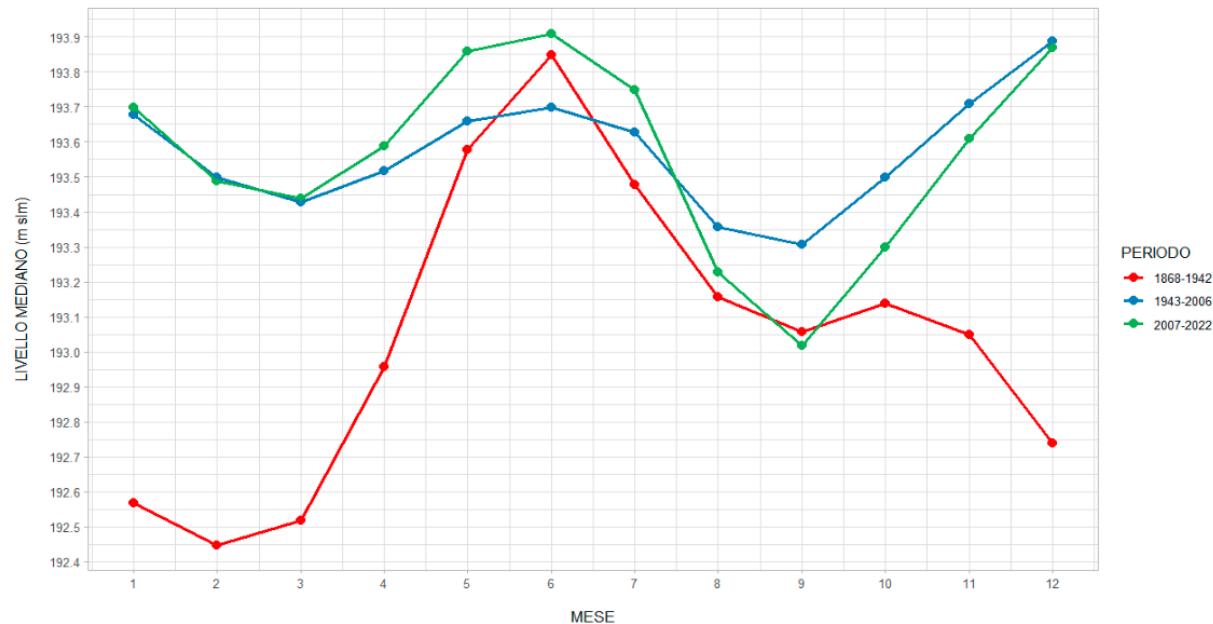


Figura 40 – Livelli idrici del Lago Maggiore nei 3 periodi considerati (modificato dal report WP 3.1, Barenghi 2023; i valori del livello idrico sono stati riportati alla misura svizzera, sottraendo 35.2 cm)



8. BIBLIOGRAFIA CITATA

- Åkesson S, Hedenstrom A (2000) Wind selectivity of migratory flight departures in birds. *Behav Ecol Sociobiol* 47:140–144. <https://doi.org/10.1007/s002650050004>
- Alerstam T (2011) Optimal bird migration revisited. *J Ornithol* 152:5–23. <https://doi.org/10.1007/s10336-011-0694-1>
- Alerstam T, Lindström Å (1990) Optimal bird migration: the relative importance of time, energy and safety. In: Gwinner E (ed) *Bird migration*. Springer, Berlin, pp 331–351
- Allan JR (2002) The costs of bird strikes and bird strike prevention. In: *Human Conflicts with Wildlife: Economic Considerations*. National Wildlife Research Centre (US)
- Bayly NJ (2006) Optimality in avian migratory fuelling behaviour: a study of a trans-Saharan migrant. *Animal Behaviour* 71:173–182. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2005.04.008>
- Bonter DN, Gauthreaux Jr SA, Donovan TM (2009) Characteristics of Important Stopover Locations for Migrating Birds: Remote Sensing with Radar in the Great Lakes Basin. *Conservation Biology* 23:440–448. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01085.x>
- Bruderer B (1971) Radarbeobachtungen über den Frühlingszug im Schweizerischen Mittelland. Ein Beitrag zum Problem der Witterungsabhängigkeit des Vogelzugs. *Ornithologischer Beobachter* 68:89–158
- Buler JJ, Moore FR (2011) Migrant–habitat relationships during stopover along an ecological barrier: extrinsic constraints and conservation implications. *J Ornithol* 152:101–112. <https://doi.org/10.1007/s10336-010-0640-7>
- Cooper BA, Day RH, Ritchie RJ, Cranor CL (1991) An Improved Marine Radar System for Studies of Bird Migration (Un Sistema Mejorado de Radar Marino Para Estudiar la Migración de Aves). *Journal of Field Ornithology* 62:367–377
- Dänhardt J, Lindström Å (2001) Optimal departure decisions of songbirds from an experimental stopover site and the significance of weather. *Animal Behaviour* 62:235–243. <https://doi.org/10.1006/anbe.2001.1749>
- Desholm M, Kahlert J (2005) Avian collision risk at an offshore wind farm. *Biology Letters* 1:296–298. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0336>
- Dunn EH (2002) A cross-Canada comparison of mass change in birds during migration stopover. *wils1* 114:368–379. [https://doi.org/10.1676/0043-5643\(2002\)114\[0368:ACCCOM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1676/0043-5643(2002)114[0368:ACCCOM]2.0.CO;2)
- Dunn EH, Moore FR (2000) Temporal and Spatial Patterns in Daily Mass Gain of Magnolia Warblers During Migratory Stopover. *The Auk* 117:12–21. <https://doi.org/10.1093/auk/117.1.12>
- Eastwood E (1967) *Radar ornithology*. The Chaucer Press, Suffolk
- Erni B, Liechti F, Bruderer B (2002) Stopover Strategies in Passerine Bird Migration: A Simulation Study. *Journal of Theoretical Biology* 219:479–493. <https://doi.org/10.1006/jtbi.2002.3138>
- ESA (2021) Copernicus Sentinel-1 data



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

Evans Ogden LJ, Martin K, Williams TD (2013) Elevational Differences in Estimated Fattening Rates Suggest that High-Elevation Sites are High-Quality Habitats for Fall Migrants. *The Auk* 130:98–106. <https://doi.org/10.1525/auk.2012.11229>

Fornasari L, Calvi G (2012) Riserva naturale Bolle di Magadino: effetti del traffico aereo sull'avifauna. *Bollettino della Società ticinese di scienze naturali* 100:171–191

Fransson T (1998) Patterns of Migratory Fuelling in Whitethroats *Sylvia communis* in Relation to Departure. *Journal of Avian Biology* 29:569–573. <https://doi.org/10.2307/3677177>

Gomes VCF, Queiroz GR, Ferreira KR (2020) An Overview of Platforms for Big Earth Observation Data Management and Analysis. *Remote Sensing* 12:1253. <https://doi.org/10.3390/rs12081253>

Gorelick N, Hancher M, Dixon M, et al (2017) Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* 202:18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

Goymann W, Spina F, Ferri A, Fusani L (2010) Body fat influences departure from stopover sites in migratory birds: evidence from whole-island telemetry. *Biol Lett* 6:478–481. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.1028>

GRASS Development Team (2022) Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 8.2.

Green DJ, Loukes KB, Pennell MW, et al (2011) Reservoir water levels do not influence daily mass gain of warblers at a riparian stopover site. *Journal of Field Ornithology* 82:11–24. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2010.00303.x>

Guglielmo CG, Cerasale DJ, Eldermire C (2005) A Field Validation of Plasma Metabolite Profiling to Assess Refueling Performance of Migratory Birds. *Physiological and Biochemical Zoology* 78:116–125. <https://doi.org/10.1086/425198>

Hedenstrom A, Alerstam T (1992) Climbing Performance of Migrating Birds as A Basis for Estimating Limits for Fuel-Carrying Capacity and Muscle Work. *Journal of Experimental Biology* 164:19–38. <https://doi.org/10.1242/jeb.164.1.19>

Hedenstrom A, Alerstam T (1997) Optimum Fuel Loads in Migratory Birds: Distinguishing Between Time and Energy Minimization. *Journal of Theoretical Biology* 189:227–234. <https://doi.org/10.1006/jtbi.1997.0505>

Hedenstrom A, Alerstam T (1995) Optimal Flight Speed of Birds. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 348:471–487

Heise CD, Moore FR (2003) Age-Related Differences in Foraging Efficiency, Molt, and Fat Deposition of Gray Catbirds Prior to Autumn Migration. *The Condor* 105:496–504. <https://doi.org/10.1093/condor/105.3.496>

Houston AI (1998) Models of Optimal Avian Migration: State, Time and Predation. *Journal of Avian Biology* 29:395–404. <https://doi.org/10.2307/3677158>

Hu J, Hu H, Jiang Z (2010) The impacts of climate change on the wintering distribution of an endangered migratory bird. *Oecologia* 164:555–565. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1732-z>



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

Hüppop O, Dierschke J, Exo K-M, et al (2006) Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines. *Ibis* 148:90–109. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00536.x>

Inderwildi A, Salvetti A (2020) Schede sulla regolazione dei livelli lacustri. *Regolazione del lago Maggiore*

Jenni L (1984) Herbstzugmuster von Vögeln auf dem Col de Bretolet unter besonderer Berücksichtigung nachbrutzeitlicher Bewegungen. *Ornithologischer Beobachter* 81:183–213

Jiang H, Liu C, Sun X, et al (2015) Remote Sensing Reversion of Water Depths and Water Management for the Stopover Site of Siberian Cranes at Momoge, China. *Wetlands* 35:369–379. <https://doi.org/10.1007/s13157-015-0626-6>

Jonzén N, Lindén A, Ergon T, et al (2006) Rapid Advance of Spring Arrival Dates in Long-Distance Migratory Birds. *Science* 312:1959–1961. <https://doi.org/10.1126/science.1126119>

Khani A, Nourani E, Kafash A, et al (2015) Artificial waterbodies in Sarakhs county: important stopover sites for migratory waterbirds in northeastern Iran. *Sandgrouse* 37:71–78

Koch SL, Paton PWC (2014) Assessing anthropogenic disturbances to develop buffer zones for shorebirds using a stopover site. *The Journal of Wildlife Management* 78:58–67. <https://doi.org/10.1002/jwmg.631>

Komenda-Zehnder S, Jenni L, Liechti F (2010) Do bird captures reflect migration intensity? – Trapping numbers on an Alpine pass compared with radar counts. *Journal of Avian Biology* 41:434–444. <https://doi.org/10.1111/j.1600-048X.2010.04891.x>

Korner-Nievergelt F, Korner-Nievergelt P, Baader E, et al (2007) Herbstlicher Tagzug auf der Beringungsstation Ulmethylöchi im Jura: Veränderungen in den Fangzahlen über 40 Jahre (1966–2005). *Ornithologischer Beobachter* 104:3–32

Liechti F (2006) Birds: blowin' by the wind? *J Ornithol* 147:202–211. <https://doi.org/10.1007/s10336-006-0061-9>

Liu M, Swanson DL (2015) Stopover duration, movement patterns and temporary home ranges of fall migrant yellow-rumped warblers *Setophaga coronata* in native and anthropogenic woodlands of the Northern Prairie region, USA. *Journal of Avian Biology* 46:452–461. <https://doi.org/10.1111/jav.00672>

Markert KN, Markert AM, Mayer T, et al (2020) Comparing Sentinel-1 Surface Water Mapping Algorithms and Radiometric Terrain Correction Processing in Southeast Asia Utilizing Google Earth Engine. *Remote Sensing* 12:2469. <https://doi.org/10.3390/rs12152469>

Mehlman DW, Mabey SE, Ewert DN, et al (2005) Conserving Stopover Sites for Forest-Dwelling Migratory Landbirds. *The Auk* 122:1281–1290. <https://doi.org/10.1093/auk/122.4.1281>

Metz IC, Ellerbroek J, Mühlhausen T, et al (2020) The Bird Strike Challenge. *Aerospace* 7:26. <https://doi.org/10.3390/aerospace7030026>

Moore FR, Aborn DA (2000) Mechanisms of en route habitat selection: How do migrants make habitat decisions during stopover? *Stud Avian Biol* 20:34–42

Mueller T, O'Hara RB, Converse SJ, et al (2013) Social Learning of Migratory Performance. *Science* 341:999–1002. <https://doi.org/10.1126/science.1237139>



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

Nathan R, Getz WM, Revilla E, et al (2008) A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *PNAS* 105:19052–19059. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800375105>

Nilsson C, Klaassen RHG, Alerstam T (2013) Differences in Speed and Duration of Bird Migration between Spring and Autumn. *The American Naturalist* 181:837–845. <https://doi.org/10.1086/670335>

Ovakoglu G, Cherif I, Alexandridis TK, et al (2021) Automatic detection of surface-water bodies from Sentinel-1 images for effective mosquito larvae control. *JARS* 15:014507. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.15.014507>

Overdijk O, Navedo JG (2012) A massive spoonbill stopover episode: identifying emergency sites for the conservation of migratory waterbird populations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22:695–703. <https://doi.org/10.1002/aqc.2275>

Packmor F, Klinner T, Woodworth BK, et al (2020) Stopover departure decisions in songbirds: do long-distance migrants depart earlier and more independently of weather conditions than medium-distance migrants? *Mov Ecol* 8:6. <https://doi.org/10.1186/s40462-020-0193-1>

Peckford ML, Taylor PD (2008) Within night correlations between radar and ground counts of migrating songbirds. *Journal of Field Ornithology* 79:207–214. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2008.00165.x>

Preuss NO (2001) Hans Christian Cornelius Mortensen: aspects of his life and of the history of bird ringing. *Ardea* 89:1–6

Quinlan SP, Green DJ (2012) Riparian habitat disturbed by reservoir management does not function as an ecological trap for the Yellow Warbler (*Setophaga petechia*). *Can J Zool* 90:320–328. <https://doi.org/10.1139/z11-138>

Schaub M, Jenni L (2000) Fuel deposition of three passerine bird species along the migration route. *Oecologia* 122:306–317. <https://doi.org/10.1007/s004420050036>

Schaub M, Jenni L, Bairlein F (2008) Fuel stores, fuel accumulation, and the decision to depart from a migration stopover site. *Behavioral Ecology* 19:657–666. <https://doi.org/10.1093/beheco/arn023>

Schmaljohann H, Fox JW, Bairlein F (2012) Phenotypic response to environmental cues, orientation and migration costs in songbirds flying halfway around the world. *Animal Behaviour* 84:623–640. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2012.06.018>

Schmid B, Zaugg S, Votier SC, et al (2019) Size matters in quantitative radar monitoring of animal migration: estimating monitored volume from wingbeat frequency. *Ecography* 42:931–941. <https://doi.org/10.1111/ecog.04025>

Sergio F, Tanferna A, De Stephanis R, et al (2014) Individual improvements and selective mortality shape lifelong migratory performance. *Nature* 515:410–413. <https://doi.org/10.1038/nature13696>

Spina F, Volponi S (2008) Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. II. Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)., Roma



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

Stromann O, Nascetti A, Yousif O, Ban Y (2020) Dimensionality Reduction and Feature Selection for Object-Based Land Cover Classification based on Sentinel-1 and Sentinel-2 Time Series Using Google Earth Engine. *Remote Sensing* 12:76. <https://doi.org/10.3390/rs12010076>

Tattoni C, Giuntini S, Gagliardi A, et al (2022) Effect of Water Level on Migratory Birds Habitat at Lake Maggiore. *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 48W1:473–478. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLVIII-4-W1-2022-473-2022>

Tattoni C, Soardi E, Prosser F, et al (2019) Fruit availability for migratory birds: a GIS approach. *PeerJ* 7:e6394. <https://doi.org/10.7717/peerj.6394>

Tøttrup AP, Rainio K, Coppack T, et al (2010) Local Temperature Fine-Tunes the Timing of Spring Migration in Birds. *Integrative and Comparative Biology* 50:293–304. <https://doi.org/10.1093/icb/icq028>

Tsvey A, Bulyuk VN, Kosarev V (2007) Influence of body condition and weather on departures of first-year European robins, *Erithacus rubecula*, from an autumn migratory stopover site. *Behav Ecol Sociobiol* 61:1665–1674. <https://doi.org/10.1007/s00265-007-0397-z>

Verhoeven MA, Loonstra AHJ, McBride AD, et al (2022) Age-dependent timing and routes demonstrate developmental plasticity in a long-distance migratory bird. *Journal of Animal Ecology* 91:566–579. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13641>

Wagner DN, Green DJ, Pavlik M, et al (2014) Physiological assessment of the effects of changing water levels associated with reservoir management on fattening rates of neotropical migrants at a stopover site. *Conservation Physiology* 2:cou017. <https://doi.org/10.1093/conphys/cou017>

Webb EB, Smith LM, Vrtiska MP, Lagrange TG (2010) Effects of Local and Landscape Variables on Wetland Bird Habitat Use During Migration Through the Rainwater Basin. *The Journal of Wildlife Management* 74:109–119. <https://doi.org/10.2193/2008-577>

Wikelski M, Tarlow EM, Raim A, et al (2003) Costs of migration in free-flying songbirds. *Nature* 423:704–704. <https://doi.org/10.1038/423704a>

Williams TD, Warnock N, Takekawa JY, Bishop MA (2007) Flyway-Scale Variation in Plasma Triglyceride Levels as an Index of Refueling Rate in Spring-Migrating Western Sandpipers (*Calidris mauri*). *The Auk* 124:886–897. <https://doi.org/10.1093/auk/124.3.886>

Woodrey M (2000) Age-dependent aspects of stopover biology of passerine migrants. *Studies in Avian Biology* 43–52

Wright JR, Powell LL, Matthews SN, Tonra CM (2020) Rusty Blackbirds select areas of greater habitat complexity during stopover. *Ornithological Applications* 122:duaa040. <https://doi.org/10.1093/condor/duaa040>

Zaugg S, Saporta G, van Loon E, et al (2008) Automatic identification of bird targets with radar via patterns produced by wing flapping. *Journal of The Royal Society Interface* 5:1041–1053. <https://doi.org/10.1098/rsif.2007.1349>

Zehnder S, Åkesson S, Liechti F, Bruderer B (2001) Nocturnal autumn bird migration at Falsterbo, South Sweden. *Journal of Avian Biology* 32:239–248. <https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2001.320306.x>



WP4.4 Funzionalità ecologica per i migratori e livelli del lago

Zehnder S, Karlsson L (2001) Do ringing numbers reflect true migratory activity of nocturnal migrants?
Journal für Ornithologie 142:173–183. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0361.2001.00066.x>